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

sid.inpe.br/mtc-m21b/2017/06.17.21.52-TDI

MODELAGEM MULTIESCALA DA EMISSÃO DE CARBONO PELA QUEIMA DE BIOMASSA NO CERRADO

Greison Moreira de Souza

Dissertação de Mestrado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs. Elisabete Caria Moraes, e Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão, aprovada em 19 de julho de 2017.

URL do documento original:
<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3P5A4EH>

INPE
São José dos Campos
2017

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
E-mail: pubtc@inpe.br

COMISSÃO DO CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELECTUAL DO INPE (DE/DIR-544):
Presidente:
Maria do Carmo de Andrade Nono - Conselho de Pós-Graduação (CPG)
Membros:
Dr. Plínio Carlos Alvalá - Centro de Ciência do Sistema Terrestre (CST)
Dr. André de Castro Milone - Coordenação de Ciências Espaciais e Atmosféricas (CEA)
Dra. Carina de Barros Melo - Coordenação de Laboratórios Associados (CTE)
Dr. Evandro Marconi Rocco - Coordenação de Engenharia e Tecnologia Espacial (ETE)
Dr. Hermann Johann Heinrich Kux - Coordenação de Observação da Terra (OBT)
Dr. Marley Cavalcante de Lima Moscati - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPT)
Silvia Castro Marcelino - Serviço de Informação e Documentação (SID)
BIBLIOTECA DIGITAL:
Dr. Gerald Jean Francis Banon
Clayton Martins Pereira - Serviço de Informação e Documentação (SID)
REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:
Simone Angélica Del Ducca Barbedo - Serviço de Informação e Documentação (SID)
Yolanda Ribeiro da Silva Souza - Serviço de Informação e Documentação (SID)
EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:
Marcelo de Castro Pazos - Serviço de Informação e Documentação (SID)
André Luis Dias Fernandes - Serviço de Informação e Documentação (SID)

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

sid.inpe.br/mtc-m21b/2017/06.17.21.52-TDI

MODELAGEM MULTIESCALA DA EMISSÃO DE CARBONO PELA QUEIMA DE BIOMASSA NO CERRADO

Greison Moreira de Souza

Dissertação de Mestrado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs. Elisabete Caria Moraes, e Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão, aprovada em 19 de julho de 2017.

URL do documento original:
<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3P5A4EH>

INPE
São José dos Campos
2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Souza, Greison Moreira de.

So89m Modelagem multiescala da emissão de carbono pela queima de biomassa no cerrado / Greison Moreira de Souza. – São José dos Campos : INPE, 2017.

xxiv + 97 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m21b/2017/06.17.21.52-TDI)

Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2017.

Orientadores : Drs. Elisabete Caria Moraes, e Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão.

1. Biomassa. 2. Cerrado. 3. Emissão de gases. 4. Queimadas. 5. Sensoriamento remoto. I.Título.

CDU 504.7(213.54)

Esta obra foi licenciada sob uma Licença Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada.

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License.

Aluno (a): *Greison Moreira de Souza*

"MODELAGEM MULTI - ESCALA DA EMISSÃO DE CARBONO PELA QUEIMA DE BIOMASSA NO CERRADO"

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

Sensoriamento Remoto

Dr. Yosio Edemir Shimabukuro

Presidente / INPE / São José dos Campos - SP

Dra. Elisabete Caria Moraes

Orientador(a) / INPE / SJCampos - SP

Dr. Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão

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

Dr. Gabriel Pereira

Convidado(a) / UFSJ / São João Del Rei - MG

Este trabalho foi aprovado por:

( ) maioria simples

(X) unanimidade

São José dos Campos, 19 de julho de 2017

A meus pais, dedico.

AGRADECIMENTOS

O meu agradecimento é o mínimo diante do empenho de um conjunto de pessoas que acreditaram nesta dissertação e não mediram esforços para que eu conseguisse concretizá-la. Portanto, agradeço:

A Deus pelo dom da vida e de me permitir vivê-la com saúde.

A meus pais, Dulcimar de Souza e Vardeli Moreira, pelo suporte e por acreditar neste projeto profissional, mesmo acarretando a minha ausência física por longos períodos.

A meus orientadores, Dra. Elisabete Caria Moraes e Dr. Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão, o meu sincero obrigado por essa grande oportunidade de estudar no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), pela orientação, ensinamentos e amizade.

Aos pesquisadores do programa de pós-graduação em Sensoriamento Remoto do INPE pela dedicação, docência exemplar, rigor acadêmico e conhecimento transmitido.

Ao INPE, pela infraestrutura e apoio técnico. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo suporte financeiro.

Ao Gabriel Pereira e Guilherme Mataveli, pelas diversas dúvidas esclarecidas e por sempre serem solícitos. A Renata Sales pela revisão desta dissertação.

À equipe do Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV), Márcio Lucca, Jerônimo Martins e Simone Fonseca, por acreditarem nesse projeto e pelo suporte em campo.

À equipe que esteve comigo na primeira campanha do inventário florestal no PNSV, José Fronza, Aline Jacon e Henrique Cassol, e na segunda campanha, Elisabete Caria, Gabriel Pereira, Raquel Ramos e Bruno Oliveira, que foram incansáveis mesmo com as diversas limitações.

Aos agentes de manejo (ICMBio/Cerrado Jalapão), Aenderson Dupin e Hermes Dias, os brigadistas, Emerson Vieira, Artur Costa e Luiz Miranda, e aos vigilantes do PNSV, Samuel Cruz e Antônio Costa, pela contribuição valiosa durante a pesquisa de campo no PNSV, especialmente durante a condução da queimada controlada.

Aos colegas do SERE/INPE por cada um contribuir na sua área de maior conhecimento. Ao Vinícius Capanema pela amizade ao longo da caminhada do mestrado. Aos companheiros de sala do LTID, que sempre estavam lá nos incentivando e reduzindo a carga diária do mestrado.

RESUMO

A queima de biomassa que ocorre no Brasil desempenha um papel importante nas emissões globais de gases traços e aerossóis, devido à grande cobertura vegetal do país e ao intenso processo de mudança de uso da terra. O avanço do monitoramento dos recursos terrestres por sensoriamento remoto permitiu a obtenção quantitativa da energia liberada durante todo o ciclo de vida da queimada, denominada de Energia Radiativa do Fogo (FRE). Para tanto, o presente estudo visa modelar em multiescalas o montante de biomassa queimada e as emissões de gases e material particulado em uma área de campo limpo e campo cerrado no Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV): (1) queimada controlada com obtenção de medidas diretas por inventário florestal; (2) estimativa *in situ* da FRE por meio de câmera termal; e (3) a partir do MODIS/Aqua, VIIRS/S-NPP e SEVIRI/METEOSAT. O total de biomassa acima do solo foi 7,71 e 17,34 $t.ha^{-1}$ para as formações campo limpo e campo cerrado, respectivamente. A área de campo limpo apresentou 92,47% (7,12 $t.ha^{-1}$) de perda de biomassa (fator de combustão) e 39,79% (6,89 $t.ha^{-1}$) na formação campo cerrado após a queimada controlada. Assim, estimou-se 3,57 e 3,43 $t.ha^{-1}$ de disponibilização de carbono em campo limpo e campo cerrado, respectivamente, considerando que 50% da biomassa é carbono. A queimada controlada na área de campo limpo emitiu para a atmosfera um total de 12,43 $t.ha^{-1}$ CO_2; 0,34 $t.ha^{-1}$ CO; 0,01 $t.ha^{-1}$ CH_4 e 0,01 $t.ha^{-1}$ $PM_{2,5\mu m}$, na fitofisionomia campo cerrado as emissões atmosféricas foram: 11,7 $t.ha^{-1}$ CO_2; 0,47 $t.ha^{-1}$ CO; 0,008 $t.ha^{-1}$ CH_4 e 0,03 $t.ha^{-1}$ $PM_{2,5\mu m}$, medidas obtidas a partir do inventário florestal. A máxima Potência Radiativa do Fogo (FRP) registrada no experimento de queimada controlada foi 89,18 MW (794,89 K) e 20,75 MW (635,02 K) em campo limpo e campo cerrado, respectivamente. Em campo limpo a FRE foi 21.350,60 MJ. Dessa forma, foram queimadas 17,64 t de biomassa na área recoberta pela câmera termal, o que corresponde a 8,16 $t.ha^{-1}$. Assim, a estimativa de biomassa queimada derivada a partir da FRE foi 14,4% maior que o resultado do inventário florestal. As estimativas de emissões dos gases traços e do material particulado por meio da FRE foi 14,6% maior do que as estimativas derivadas a partir do inventário florestal. Esses resultados provam a robustez das estimativas realizadas com a câmera termal, uma vez que esta derivação é realizada de forma indireta com o emprego da energia que é emitida pelo processo da combustão. Infere-se, então, a função direta da emissão de energia com a quantidade de biomassa consumida e de emissões atmosféricas. A quantificação de biomassa queimada e de emissões a partir de sensores orbitais tem encontrado dificuldade devido à combinação dos fatores de resolução espacial e temporal. O lançamento de novos sistemas remotos, com melhor relação resolução espacial e temporal, como a série de quatro satélites (GOES-R/S/T/U), representa um novo caminho na obtenção de informações sobre as queimadas a partir da FRP.

Palavras-chave: Biomassa. Cerrado. Emissão de gases. Queimadas. Sensoriamento remoto.

MULTISCALE MODELING OF CARBON EMISSION FROM BIOMASS BURNING IN THE CERRADO

ABSTRACT

The biomass burning in Brazil plays an important role in global atmospheric emissions of trace gases and aerosol, due to the large vegetation cover and intense change of land-cover in the country. The advancement of monitoring by remote sensing allowed to quantify the energy released in the form of electromagnetic radiation during the burning, called Fire Radiative Energy (FRE). Therefore, the present study aims to model in multiscale the amount of biomass burned above ground and the atmospheric emissions in a grassland and closed field area in Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV): (1) controlled burning with direct measurements by forest inventory; (2) estimation in situ of FRE through the thermal camera; (3) and estimation from MODIS/Aqua, VIIRS/S-NPP and the SEVIRI/METEOSAT. Forestry inventory estimated 7.71 and 17.34 $t.ha^{-1}$ of above ground biomass for grassland and closed field, respectively. The grassland showed 92.47% (7.12 $t.ha^{-1}$) biomass loss (combustion factor) while closed field formation showed 39.79% (6.89 $t.ha^{-1}$) after controlled burning. Thus, it was estimated that 3.57 and 3.43 $t.ha^{-1}$ of carbon availability in the grassland and closed field, respectively, whereas that 50% of the biomass is carbon. Controlled burning in the grassland emitted to the atmosphere a total of 12.43 $t.ha^{-1}$ CO_2; 0.34 $t.ha^{-1}$ CO; 0.01 $t.ha^{-1}$ CH_4 and 0.01 $t.ha^{-1}$ $PM_{2.5\mu m}$, in the closed field emissions were: 11.7 $t.ha^{-1}$ CO_2; 0.47 $t.ha^{-1}$ CO; 0.008 $t.ha^{-1}$ CH_4 and 0.03 $t.ha^{-1}$ $PM_{2.5\mu m}$, measurements obtained from the forest inventory. The maximum Fire Radiative Power (FRP) recorded from the field scale combustion experiment was 89.18 MW (794.89 K) and 20.75 MW (635.02 K) in the grassland and closed field, respectively. In the grassland, the FRE was 21,350.60 MJ, hence, 17.64 t of biomass were burned in the area covered by the thermal camera, corresponding to 8.16 $t.ha^{-1}$. That being the case, the estimate of biomass burned from the FRE was 14,4% higher than the result of the forest inventory and estimates of launch of trace gases and aerosol estimated by the thermal camera were 14,6% higher than the forest inventory. These results prove the robustness of the estimates made with the thermal camera, because these derivations are realized indirectly with the use of the energy that is emitted by the combustion process, attesting the direct function of the emission of energy with the amount of biomass consumed and atmospheric emissions. The quantification of the biomass burned and the emissions from orbital sensors has encountered difficulties due to the combination of spatial and temporal resolution factors. The launch of new remote systems with better relation spatial and temporal resolution, such as the four satellites series (GOES-R/S/T/U), represents a new way of obtaining information on fires from the FRP.

Keywords: Biomass. Savannah. Emission of gases. Biomass burning. Remote sensing

LISTA DE FIGURAS

Pág.

Figura 3.1 - Fluxograma das etapas metodológicas empregadas no presente estudo. 24
Figura 3.2 - Localização geográfica da área de estudo. 25
Figura 3.3 - Área de campo limpo no PNSV. 27
Figura 3.4 - Área de campo cerrado no PNSV. 27
Figura 3.5 - Queimada controlada em campo limpo. 28
Figura 3.6 - Queimada controlada em campo cerrado. 28
Figura 3.7 - Posicionamento das parcelas através de GPS. 29
Figura 3.8 - Gabaritos de 1,0 x 1,0 m. 31
Figura 3.9 - Coleta do material fino no interior de um gabarito de 1,0 x 1,0 m (1,0 m²). 32
Figura 3.10 - Quadrantes de 4 x 4 m. 33
Figura 3.11 - Coleta do material intermediário no interior de um quadrante de 16 m². 33
Figura 3.12 - Subparcelas de 20 x 20 m. 34
Figura 3.13 - Tomada da circunferência no DAP de um indivíduo arbóreo em campo cerrado. 35
Figura 3.14 - Coleta de cinzas no canto superior dos gabaritos de 1 m². 36
Figura 3.15 - Estrutura montada para a queima de biomassa em pequena escala (esquema laboratorial). 42
Figura 3.16 - Estruturas montadas para as queimadas controladas no PNSV, a) área de campo limpo; b) área de campo cerrado. 43
Figura 3.17 - Matriz gerada pela câmera termal. 45
Figura 3.18 - Desenho esquemático do campo de visada. 46
Figura 3.19 - Integração para obtenção da FRE. 47
Figura 4.1 - Regressão linear relacionando o total de biomassa disponível para a queima e a quantidade de biomassa efetivamente queimada. 65
Figura 4.2 - Regressão linear entre a biomassa total consumida e a FRE liberada.... 66
Figura 4.3 - Estimativa da FRP na área de campo limpo do PNSV. 68
Figura 4.4 - Estimativa da FRP na área de campo cerrado do PNSV. 70

Figura 4.5 - Dispersão da temperatura (K), área do *pixel* (ha) e FRP (MW) em campo limpo. 72
Figura 4.6 - Dispersão da temperatura (K), área do *pixel* (ha) e FRP (MW) em campo cerrado. 73
Figura 4.7 - Emissões atmosféricas brutas por minuto..... 76

LISTA DE TABELAS

Pág.

Tabela 3.1 - Subdivisão das frações de material em biomassa e necromassa utilizado para estimar a biomassa acima do solo. 30
Tabela 3.2 - Modelos matemáticos para estimar biomassa. 38
Tabela 3.3 - Descrição das peças de madeira morta mensuradas em campo. 39
Tabela 3.4 - Equação de volume. 39
Tabela 3.5 - Fatores de emissão (EFx) para CO_2, CO, CH_4 e $PM_{2,5\mu m}$ para as fitofisionomias Campo limpo e Campo cerrado. 50
Tabela 4.1 - Biomassa acima do solo no PNSV. 54
Tabela 4.2 - Teor de umidade em base seca (percentual), desvio padrão entre parênteses. 56
Tabela 4.3 - Exemplos de estimativas de biomassa acima do solo (AGB), cinzas, carbono ($t.ha^{-1}$), fator de combustão (%) e período sem queimadas em fitofisionomias do cerrado brasileiro. 58
Tabela 4.4 - Total de emissões atmosféricas bruta ($t.ha^{-1}$) em campo limpo e campo cerrado no Parque Nacional das Sempre-Vivas, MG. 64
Tabela 4.5 - Classe de cobertura da terra usada no GFAS associado com o coeficiente de combustão (Fbc) do GFED. 67
Tabela 4.6 - Progressão da FRP, temperatura e área em campo limpo. 69
Tabela 4.7 - Progressão da FRP, temperatura e área em campo cerrado. 71
Tabela 4.8 - Tabela comparativa da quantidade de biomassa queimada a partir de coeficientes de outros estudos em áreas savânicas. 74
Tabela 4.9 - Comparação das estimativas de emissões atmosféricas bruta ($t.ha^{-1}$) obtidas através do inventário florestal e FRE. 75
Tabela 4.10 - FRP registrada pelos sensores VIIRS e MODIS na área de campo limpo. 78

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABLE2A	*Amazon Boundary Layer Experiment*
AF - ARP	*Active Fire Application - Related Product*
AGB	*Above Ground Biomass*
ATSR	*Along Track Scanning Radiometer*
AVHRR	*Advanced Very High Resolution Radiometer*
EOS	*Earth Observing System*
ESA	Agência Espacial Europeia
EUMETSAT	Organização Europeia para a Exploração de Satélites Meteorológicos
FOV	*Field Of View*
FRE	Energia Radiativa Fogo
FRP	Potência Radiativa do Fogo
GBA-2000	*Global Burnt Area 2000*
GEE	Gases do Efeito Estufa
GFAS	*Global Fire Assimilation System*
GFED	*Global Fire Emissions Database*
GOES	*Geostationary Operational Environmental Satellite*
GPS	*Global Positioning System*
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IFOV	*Instantaneous Field Of View*
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climática

MACC	*Monitoring Atmospheric Composition and Climate*
MATLAB	*MATrix LABoratory*
MODIS	*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*
NASA	*National Aeronautics and Space Administration*
NOAA	*National Oceanic and Atmospheric Administration*
OLI	*Operational Land Imager*
PNSV	Parque Nacional das Sempre-Vivas
RBSE	Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço
SAFARI-2000	*Southern African Regional Science Initiative 2000*
SAFARI92	*Southern Africa Fire-Atmosphere Research Initiative- 1992*
SCAR-B	*Smoke, Clouds and Radiation - Brazil*
SCAR-C	*Smoke, Cloud and Radiation - California*
SEVIRI	*Spinning Enhanced Visible and Infrared Imager*
S-NPP	*Suomi National Polar-Orbiting Partnership*
SPOT	*Systeme Pour l'Observation de la Terre*
UNESCO	*United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization*
UTM	*Universal Transversa de Mercator*
VIIRS	*Visible Infrared Imaging Radiometer Suite*
ZIBBEE	*Zambian International Biomass Burning Emissions Experiment*

LISTA DE SÍMBOLOS

A_f	Área do fogo, m²
A_n	Área fracional da enésima componente, m²
A_{pixel}	Área de cada *pixel*, km²
Aq	Área queimada, km²
A_{real}	Área real do *pixel*, km²
B	Quantidade de biomassa por área antes do fogo, $kg.km^{-2}$
C	Circunferência do tronco da árvore, cm
CH_4	Metano
CO	Monóxido de carbono
CO_2	Dióxido de carbono
DAP	Diâmetro a Altura do Peito, cm
Db	Diâmetro de base tomado a 0,30 m do solo, cm
Dm	Diâmetro mensurado na região central da peça, m
EFx	Fator de emissão da espécie emitida x, $g.kg^{-1}$
FRE	Energia Radiativa do Fogo, MJ
Fbc	Coeficiente de combustão da biomassa, $kg.MJ^{-1}$
FOV	Largura da faixa imageada, m²
$FRP_{corrigida}$	Potência Radiativa do Fogo corrigida para o efeito *bow-tie*, MW
FRP_{MODIS}	Potência Radiativa do Fogo estimada a partir do MODIS, MW
FRP_n	Potência radiativa de fogo na matriz n, MW
FRP_{n+1}	Potência radiativa de fogo na matriz $n+1$, MW
FRP_{SEVIRI}	Potência Radiativa do Fogo estimada a partir do SEVIRI, MW
FRP	Potência radiativa do fogo de toda a matriz, MW
H	Altura, m
L	Radiância espectral, $W.m^{-2}.sr^{-1}.\mu m^{-1}$
L_b	Radiância espectral do *background*
$M_{biomassa}$	Quantidade de biomassa queimada, $kg.km^{-2}$ ou $t.ha^{-1}$

Mx	Massa emitida pela espécie de interesse x, kg
N	Número da coluna do *pixel*
N_2O	Óxido nitroso
NO_x	Óxidos de nitrogênio
O_3	Ozônio
$PM_{2,5\mu m}$	Material particulado com diâmetro menor que 2,5 micrometros
Ps	Peso de matéria seca da amostra levada ao laboratório, kg
PUa	Peso do material úmido levado ao laboratório, kg
PUt	Peso total do material úmido, kg
r	Soma de R_e e a altitude do sensor (705 km para o MODIS)
R_e	Raio da Terra, 6378,13 km
S	Razão entre a resolução espacial de um *pixel* do MODIS no nadir (1 km) e a altitude do sensor
T_b	Temperatura do *background*, K
T_f	Temperatura do fogo, K
T_n	Temperatura da enésima componente, K
V	Volume da árvore, m^3
Y	Quantidade de biomassa, kg ou t
Δt	Intervalo de tempo entre as medições, s
α	Fração de biomassa acima do solo em relação à quantidade de biomassa por área (B)
β	Fator de combustão, %
ε	Emissividade
ζ	Constante de calibração baseada na resposta espectral de cada sensor extraída de Wooster et al. (2005), $W.m^{-2}.sr^{-1}.\mu m^{-1}.K^{-4}$
θ	Ângulo de visada do *pixel*
λ	Comprimento de onda, µm
λf	Comprimento de onda final, µm
λi	Comprimento de onda inicial, µm

π	Equivale a 3,1416
ρ	Densidade básica, $kg.m^{-3}$
σ	Constante de Stefan-Boltzmann, $5,67x10^{-8}$ $J.s^{-1}.m^{-2}.K^{-4}$
l	Comprimento total da peça, m

SUMÁRIO

Pág.

1 INTRODUÇÃO 1
1.1 Problema 4
1.2 Hipótese 6
1.3 Objetivos 7
1.3.1 Objetivo Geral 7
1.3.2 Objetivos Específicos 7
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA 9
2.1 Queimadas e emissões no bioma cerrado 9
2.2 Estimativa de biomassa queimada e emissões (Inventário Florestal) 10
2.3 Estimativa de biomassa queimada e emissões (Sensoriamento Remoto) ... 12
2.3.1 Potência Radiativa do Fogo (FRP) e Energia Radiativa do Fogo (FRE) 13
2.3.2 Métodos para estimativa da FRP e FRE 14
2.3.3 Sensor SEVIRI/METEOSAT 16
2.3.4 Sensor MODIS/Aqua 17
2.3.5 Sensor VIIRS/SUOMI-NPP 17
2.3.6 Estimativa da biomassa queimada 19
2.3.7 Estimativa de emissões atmosféricas 21
3 MATERIAIS E MÉTODOS 23
3.1 Área de estudo 25
3.2 Queimada controlada 26
3.3 Inventário florestal 29
3.3.1 Delineamento experimental e coleta de dados 29
3.3.2 Processamento dos dados do inventário florestal 36
3.3.3 Estimativa do fator de combustão por inventário florestal 40
3.4 Experimento de combustão em pequena escala (laboratório) e em campo . 41
3.4.1 Câmera Termal 41
3.4.2 Experimento de combustão em pequena escala (laboratório) 41
3.4.3 Experimento de combustão em campo 43
3.5 Estimativa da FRP e FRE com o uso da câmera termal 44

3.5.1 Experimento de combustão em pequena escala (laboratorial) e em campo.... 44
3.6 Estimativa da FRP a partir de sensores orbitais..... 47
3.6.1 SEVIRI/METEOSAT 47
3.6.2 MODIS/Aqua e VIIRS/Suomi-NPP 48
3.7 Estimativa de emissões a partir do inventário florestal..... 50
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO 53
4.1 Estimativa de biomassa (Inventário Florestal)..... 53
4.2 Estimativa de emissões atmosféricas (Inventário Florestal) 63
4.3 Experimento de combustão em escala laboratorial 65
4.4 Experimento de combustão em escala de campo 68
4.5 Estimativa de biomassa queimada e emissões atmosféricas (Campo)..... 73
4.6 Estimativa de biomassa queimada e emissões atmosféricas (Dados Orbitais)..... 76
5 CONCLUSÕES..... 81
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....85

CAPÍTULO 1

1 INTRODUÇÃO

As formações vegetacionais tropicais exercem um papel crítico no ciclo global do carbono, visto que o maior volume de carbono da superfície terrestre está estocado nos trópicos (DIXON et al. 1994; SAATCHI et al. 2011). Estima-se que somente os ambientes savânicos são responsáveis por 30% da produção primária de carbono do planeta (IPCC, 1990; AJTAY et al. 1979; GRACE et al. 2006). A savana brasileira, conhecida como cerrado, dependendo da fitofisionomia estoca de 1,8 a 15,9 tonelada/hectare ($t.ha^{-1}$) de carbono acima do solo (CASTRO, 1996; KAUFFMAN et al. 1994; GRACE et al. 2006).

A queima de biomassa é um dos principais mecanismos que emite carbono para atmosfera, devido à alta frequência e à extensão dessas queimadas. Dessa forma, as queimadas nos trópicos representam um processo chave para o ciclo do carbono terrestre (CRUTZEN; ANDREAE, 1990; ANDREAE, 1991; ANDREAE; MERLET, 2001; ITO; PENNER, 2004; PALACIO-ORUETA et al. 2005; van der WERF et al. 2010).

Estimativas de Shi et al. (2015) mostraram que a contribuição global de emissão de dióxido de carbono (CO_2) da América do Sul só foi menor que a da África. Ainda, quantificaram em escala global a emissão de CO_2 em áreas savânicas, florestais e agrícolas, resultando em emissões de 3.366, 2.866 e 772 $Tg.ano^{-1}$, respectivamente. A maior emissão de CO_2 nas savanas ocorreu devido a maior facilidade de queima do material vegetal savânico, apesar da menor carga de combustível em comparação as áreas de floresta. Em acordo com o trabalho anterior, wan der Werf et al. (2010) observaram que entre 2001-2009 as queimadas em pastagens e savanas foram as que mais emitiram carbono em escala mundial.

Os ambientes savânicos da América do Sul são o que mais queimam (ANDELA et al. 2016). Assim, a queima de biomassa que ocorre no cerrado brasileiro desempenha um papel importante nas emissões globais de gases traços e

aerossóis devido a sua grande cobertura e ao intenso processo de mudança de uso da terra.

A ação antrópica sobre o bioma cerrado nas últimas décadas já converteu, aproximadamente, metade das áreas de vegetação nativa em outros padrões de uso da terra (MACHADO et al. 2004; SANO et al. 2010). O principal responsável por essa degradação é a agropecuária, a predominância de latossolos no cerrado justifica a expansão da fronteira agrícola sobre o bioma, pois esse solo é altamente apto à agricultura pelas boas perspectivas de mecanização (HARIDASAN, 1993; RIBEIRO et al. 2005). Geralmente, o desmatamento é seguido pelo fogo, sendo o fogo também usado para renovação da pastagem por meio da remoção da vegetação secundária.

As estimativas do volume de biomassa queimada e as emissões atmosféricas são complexas devido à alta frequência das queimadas e à grande heterogeneidade dos ambientes tropicais. Assim, o entendimento dos impactos ambientais dos incêndios é limitado devido à incapacidade de quantificar as suas propriedades, desde a escala local a escala global (RIGGAN et al. 2004). Com essa limitação, os métodos baseados em estatísticas por país e medições *in situ* foram realizados por muito tempo (WARD et al. 1992; KAUFFMAN et al. 1994; ARAÚJO et al. 1999; BARBOSA; FEARNSIDE, 2005). Contudo, é um procedimento metodológico que apresenta sérias limitações devido à dimensão espacial do território brasileiro e ao dinamismo das queimadas, requerendo, portanto, grande mobilização logística.

O estoque de biomassa acima do solo foi utilizado por muito tempo como um dos principais parâmetros na estimativa de emissões atmosféricas (CRUTZEN; ANDREAE, 1990; LIOUSSE et al. 1997; FEREK et al. 1998). Com o avanço do monitoramento dos recursos terrestres por sensoriamento remoto surgiram diversos métodos alternativos para obtenção dessas estimativas, os quais permitem obtê-las de forma contínua, regular e sistemática ao longo do tempo em âmbito regional e global (KAUFMAN et al. 1990; PRINS et al. 1998; RIVEIRA-LOMBARDI, 2009; KAISER et al. 2012; ICHOKU et al. 2012).

Atualmente, a maioria das estimativas de emissões atmosféricas consistem na obtenção da energia radiativa emitida pelo fogo (FREEBORN et al. 2011; KUMAR et al. 2011; KAISER et al. 2012; SCHREIER et al. 2015; PEREIRA et al. 2016; YU et al. 2017). Essa energia é traduzida pela Energia Radiativa do Fogo (FRE) que é derivada pela integração temporal da Potência Radiativa do Fogo (FRP), esta representa a taxa em que a energia é emitida momentaneamente (ICHOKU; KAUFMAN, 2005; ROBERTS et al. 2005; WOOSTER et al. 2005; VERMOTE et al. 2009; PEREIRA et al. 2012).

A FRP apresenta relação positiva com a quantia de biomassa vegetal consumida por unidade de tempo (KAUFMAN et al. 1996; WOOSTER, 2002; ROBERTS et al. 2005; PEREIRA et al. 2009; SHI et al. 2015; COSTA; FONSECA, 2017) e a taxa de emissão de gases traços e aerossóis (ICHOKU; KAUFMAN, 2005; SCHREIER et al. 2015; WHITBURN et al. 2015; SHI et al. 2015), sugerindo que a FRP é altamente sensível a densidade da biomassa (SCHROEDER et al. 2010).

Os cálculos da quantidade de biomassa consumida e emissões atmosféricas derivados de dados orbitais de baixa a moderada resolução espacial ainda apresentam alto grau de incertezas. As incertezas são causadas pela dinâmica espaço-temporal do fogo e medições imprecisas dos parâmetros biofísicos requeridos nos modelos. As imprecisões nas estimativas estão diretamente relacionadas à escala de estudo, especialmente em ambientes heterogêneos. Apesar das limitações nas estimativas das emissões atmosféricas, sensoriamento remoto constitui a única alternativa para cálculos em escala global e, ainda, permite caracterizar a heterogeneidade espaço-temporal da atividade do fogo (KORONTZI et al. 2004; RIVEIRA-LOMBARDI, 2009; SCHROEDER et al. 2010; KAISER et al. 2012).

O procedimento adotado pela comunidade científica para derivar a queima de biomassa e as emissões varia conforme a finalidade e a escala de mensuração. O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climática (IPCC) desenvolveu procedimentos metodológicos para os inventários nacionais de emissões de

gases do efeito estufa (GEE). Esses procedimentos são baseados em níveis de complexidade, detalhamento e disponibilidade de dados (nível 1, 2 e 3). As abordagens vão desde o método básico (nível 1), recomendado quando há indisponibilidade de dados específicos para a região, onde o IPCC fornece valores padrões para derivar as estimativas, até a abordagem mais detalhada (nível 3) específica para cada região, que demanda maior complexidade e necessidade de dados. A escolha desses procedimentos tem reflexos diretos nas incertezas das estimativas.

O uso de valores padrões e a parametrização genérica de modelos, desenvolvidos para estudos em escala global, reduz a exatidão das estimativas de emissões atmosféricas quando aplicadas em escala local. Segundo Palacio-Orueta et al. (2005), as medições laboratoriais e em campo dos parâmetros biofísicos da queima da biomassa permitem obter parâmetros locais mais fidedignos para serem utilizados nas estimativas de emissões, em vez de empregar valores padrões.

1.1 Problema

A modelagem da queima de biomassa e de emissões atmosféricas podem ser derivadas de diferentes abordagens e em diferentes escalas. No entanto, dependendo das metodologias empregadas as estimativas para uma mesma área podem apresentar resultados distintos (SHI et al. 2014 e 2015).

Korontzi et al. (2004) compararam os produtos da área queimada a partir do *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS), *Systeme Pour l'Observation de la Terre* (SPOT-VEGETATION/GBA-2000) e *Along Track Scanning Radiometer* (ATSR-2/GLOBS-CAR) para estimar as emissões na África e verificaram que as estimativas de emissões de CO_2 derivadas do MODIS (500 m), GBA-2000 (1 km) e GLOBSCAR (1 km) resultaram em aproximadamente 134, 90 e 30 Teragrama (Tg), respectivamente. Os resultados das emissões foram bastante discrepantes, pois o tamanho da área queimada foi distinto para cada tipo de sensor, devido às diferenças de resolução espacial.

O método tradicional para determinar o carbono acima do solo dá-se por inventário florestal, baseado nos princípios e métodos de representação da população por amostragem. Essa abordagem é alvo de críticas. O método é dispendioso, o que leva as estimativas serem derivadas a partir de poucas parcelas, pequenas e muitas vezes com erros sistemáticos de seleção (BROWN et al. 1989). Ademais, a estimativa das emissões através do inventário florestal deve ser realizada antes e após a passagem do fogo o que pode, muitas vezes, inviabilizar o procedimento. Todavia, é um método que diminui as incertezas das estimativas, pois os dados são obtidos diretamente *in situ*.

Alternativamente, o uso da energia radiativa emitida durante a combustão permite a extração de informações quantitativas sobre as queimadas, como exemplo, o montante de biomassa queimada e as emissões atmosféricas (ROBERTS et al. 2005; FREEBORN et al. 2008; PEREIRA et al. 2009; VERMOTE et al. 2009; KAISER et al. 2012). Essas estimativas podem ser realizadas em nível de campo e orbital. Em nível de campo, as estimativas são derivadas por meio de câmera termal, apresentando a vantagem da quase ausência de interferência da atmosfera, controle sobre o ângulo e altura de observação do sensor e a desvantagem de permitir apenas a análise de uma área pequena, o que restringe a escala de trabalho.

O aumento da disponibilidade de imagens de sensores remotos permitiu a simplificação da modelagem da queima de biomassa em escalas de trabalho maior e de forma contínua ao longo do tempo. Entretanto, esses dados apresentam limitações, especialmente quando se trata de grandes áreas heterogêneas. As principais fontes de incertezas das estimativas que utilizam dados orbitais correspondem a problemas de ausência de calibração das informações com os dados de campo, registro das imagens, ruídos eletrônicos, queimadas indetectáveis, imprecisão na estimativa da área queimada devido à resolução espacial, ângulo de visada do sensor, saturação do sinal do sensor e atenuação do sinal pela atmosfera, como a obstrução por nuvens e massas de fumaça acima do fogo (PEREIRA et al. 2009; PEREIRA, 2013). A estrutura da vegetação também atua absorvendo e espalhando a energia radiante, contudo,

em regiões de savana, exceto para cerradão, esta interceptação é baixa devido à baixa densidade de árvores (FULLER et al. 1997).

Para tanto, seja utilizando sensoriamento remoto em nível de campo ou orbital, há disponível na literatura coeficientes universais de combustão de biomassa e de emissão que permitem estimar as emissões atmosféricas. Esses coeficientes têm sido utilizados amplamente como valores padrões nas estimativas de emissões atmosféricas pela queima de biomassa, são importantes para modelar as emissões da queima de biomassa com dados de sensoriamento remoto. Todavia, podem não ser capazes de estimar as emissões com acurácia devido à grande particularidade dos ambientes tropicais.

Nesse sentido, o presente estudo visa estimar as emissões de gases pela queima da biomassa acima do solo a partir de diferentes abordagens metodológicas. Os gases do escopo do presente estudo são os que possuem algum efeito direto e indireto sobre a atmosfera, são eles: dióxido de carbono (CO_2), monóxido de carbono (CO), metano (CH_4) e material particulado com diâmetro menor que 2,5 micrometros (µm) ($PM_{2,5\mu m}$). Ainda, derivar parâmetros de cálculo regionalizado, a fim de produzir valores com menor grau de incertezas.

1.2 Hipótese

As formações vegetacionais tropicais possuem elevada heterogeneidade espacial. Assim, torna-se válido hipotetizar que modelar a queima de biomassa para obter a quantidade de biomassa queimada e as emissões atmosféricas, baseado na estimativa de FRE com parametrizações globais, tenham limitação para a aplicação em escalas locais. Ainda, considerando as mesmas condições de observação, as incertezas (erro médio) das estimativas da quantidade de biomassa queimada e as emissões obtidas pela câmera termal são mais precisas que aquelas derivadas de dados orbitais.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo Geral

O escopo do presente estudo tem como objetivo principal avaliar a eficiência das estimativas de emissão de carbono associada à queima de biomassa em diferentes escalas de trabalho: inventário florestal, experimento *in situ* com a obtenção da FRE por meio de câmera termal e obtenção da FRE a partir de sensores orbitais.

1.3.2 Objetivos Específicos

- Estimar a perda de biomassa pelo fogo através do inventário florestal;
- Comparar a FRP estimada através da câmera termal e dos produtos oriundos dos sensores orbitais;
- Estimar as emissões de dióxido de carbono (CO_2), monóxido de carbono (CO), metano (CH_4) e material particulado com diâmetro menor que 2,5µm ($PM_{2,5\mu m}$) associadas à queima de biomassa por meio do inventário florestal, câmera termal e sensores remotos;
- Comparar as estimativas de biomassa queimada e emissões de CO_2, CO, CH_4 e $PM_{2,5\mu m}$ através das diferentes metodologias.

CAPÍTULO 2

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Queimadas e emissões no bioma cerrado

As fitofisionomias do bioma cerrado que apresentam estrato herbáceo bem desenvolvido, formações campestres (campo limpo e campo sujo) e savânicas (campo cerrado e cerrado *sensu stricto*), são as que mais queimam (GOODLAND, 1971; MIRANDA et al. 2009). Nessas áreas há uma grande produção de biomassa durante o período chuvoso, que se torna seca e altamente inflamável durante a estação seca, favorecendo a ocorrência de queimadas (KRUG et al. 2002; MIRANDA et al. 2009). Nesse período os incêndios consomem rapidamente a vegetação, principalmente as gramíneas (WARD et al. 1992).

No cerrado, quando se inicia o período chuvoso, a recuperação da biomassa em relação à condição anterior após a passagem do fogo é rápida (FRANÇA et al. 2007; SOUZA et al. 2016). Desse modo, o fogo apresenta frequência de retorno curta, aproximadamente 1 – 3 anos (EITEN, 1972; COUTINHO, 1990; PIVELLO; COUTINHO, 1992).

A emissão atmosférica no cerrado, especialmente do CO_2, não é significativa devido a rápida regeneração pós-fogo da vegetação, o que favorece a reincorporação deste gás durante a rebrota da vegetação (ANDREAE, 1991; RIVEIRA-LOMBARDI, 2009). Considerando que o bioma cerrado ainda mantém 50% da sua formação vegetal, o sequestro de carbono seria de 2 $t.ha^{-1}.ano^{-1}$. Nesse sentido, o bioma conseguiria sequestrar da atmosfera 200 $Tg.ano^{-1}$ de carbono. Entretanto, a alta recorrência de queimadas limita esse balanço (SAWYER, 2009). Ainda, outros gases são liberados durante a queima de biomassa, contribuindo com o aquecimento global, já que não são reincorporados na rebrota da vegetação por não fazer parte da fotossíntese, como o CH_4, CO, óxido nitroso (N_2O), óxidos de nitrogênio (NO_x) e ozônio troposférico (O_3).

Alguns estudos observaram o comportamento da queima de biomassa e das emissões no cerrado brasileiro. Por meio de Sistema de Informações

Geográficas (SIG), Guild et al. (1994) estimaram a quantidade de biomassa queimada e emissões de gases traços em todo o bioma cerrado por meio da combinação da área queimada, mapa de formações vegetais do bioma e estimativas da queima de biomassa efetuadas por outros estudos que analisaram o comportamento do fogo no bioma. Estes autores estimaram que $5{,}25.10^{10}$ kg de biomassa foram queimados no período estudado (setembro de 1992), sendo emitidos $6{,}73.10^{-01}$ Tg de CO e $6{,}56.10^{-02}$ Tg de CH_4. Por fim, recomendaram a realização de experimentos de campo adicionais para estimar a biomassa acima do solo em área de cerrado.

Por meio de experimentos direto em campo (inventário florestal), Barbosa e Fearnside (2005) avaliaram o estoque de carbono acima do solo (pré-fogo) e seu destino depois de experimentos de fogo controlado empregados em ecossistemas savânicos no Estado de Roraima. Esses autores observaram que o total de carbono emitido pela queima de biomassa durante a estação seca (dezembro-março) variou conforme a estrutura vegetal: o cerrado típico emitiu 613,6 $kg.ha^{-1}$ e a emissão em campo sujo e campo limpo foi em torno de 850 $kg.ha^{-1}$ cada. Em geral, ecossistemas com maior quantidade de componentes sensíveis ao fogo (gramíneas e *litter* fino), ou seja, maior poder de combustão, lançam mais carbono para a atmosfera, ao contrário de ecossistemas com alta concentração de árvores que apresentam menor poder de combustão (BARBOSA; FEARNSIDE, 2005).

2.2 Estimativa de biomassa queimada e emissões (Inventário Florestal)

A principal fonte de dados para os modelos que estimam a biomassa é obtida através de inventários florestais, os quais são dependentes de medições *in situ* do diâmetro, altura ou volume das árvores (SOMOGYI et al. 2007). Em muitos casos faz-se necessário destruir parte da amostra para a obtenção de dados mais fidedignos. Para estimar a biomassa queimada, por sua vez, é necessário realizar o inventário em duas fases, antes e após a queimada, o que torna o trabalho bastante restrito, moroso e de alto custo.

As metodologias desenvolvidas no inventário florestal para quantificação da biomassa são compostas por métodos diretos e indiretos. Ambos os métodos

apresentam falhas e muitas vezes os resultados encontrados são discrepantes (HIGUCHI; CARVALHO JUNIOR, 1994).

Os métodos diretos consistem em derrubar e pesar o material de uma área amostral, sendo feita em seguida a extrapolação da amostra para a área total de interesse. Devido ao grande esforço requerido nesse procedimento, os dados são obtidos em poucas e pequenas parcelas e, ainda, a escolha das parcelas é tendenciosa, pois muitas vezes são escolhidas áreas de fácil acesso (BROWN et al. 1989).

O método indireto consiste em correlacionar a biomassa florestal com alguma variável de fácil obtenção em campo (HIGUCHI; CARVALHO JUNIOR, 1994). As variáveis dendrométricas independentes mais utilizadas como dado de entrada nas equações de biomassa são o diâmetro e a altura total. Neste caso, o peso de cada componente é obtido através de regressões entre as variáveis dendrométricas, definido da seguinte forma Equação 2.1:

$$Y = f(P_1, P_2, p_1, p_2 \dots) \tag{2.1}$$

em que, Y é a biomassa estimada (kg ou t), P_i são as variáveis dendrométricas e p_i são os parâmetros do modelo calculados por regressões.

Os modelos são construídos com variáveis independentes. Alguns modelos de equações alométricas empregam apenas o diâmetro, outras combinam as duas variáveis (diâmetro e altura). Brown (1997) indica o uso de ambas variáveis nas estimativas de biomassa, especialmente em ambientes de clima seco.

Higuchi et al. (1998) obtiveram resultados satisfatórios ($R^2aj \geq 0{,}9$) na estimativa de biomassa apenas com a variável diâmetro. Os resultados encontrados pelos autores equipararam as estimativas feitas combinando as duas variáveis (diâmetro e altura). No entanto, Santos (1996) afirma que a combinação das duas variáveis resulta em estimativas melhores. Segundo Chave et al. (2005), as principais variáveis independentes que explicam a variável dependente biomassa em análises estatísticas são, em ordem decrescente de importância: diâmetro do tronco, densidade da madeira, altura e tipo de fitofisionomia.

Em geral, os modelos são estabelecidos para cada realidade local. Por essa razão, não é recomendado utilizar equações alométricas desenvolvidas para regiões e formações vegetais diferentes. Normalmente, os trabalhos adotam várias equações alométricas e, então, por meio de uma série de estatísticas avaliam o modelo que melhor se ajustou aos dados (SANQUETTA, 2002; SOARES et al. 2011).

Uma limitação das equações é a não inclusão das menores classes de diâmetro, pois o método visa, principalmente, a parte com valor comercial da floresta. Por isso, ao calcular a biomassa total acima do solo de uma floresta deve-se adotar outros métodos que incluam os indivíduos com diâmetro menor, como é o caso das gramíneas, herbáceas, arbustos e, ainda, a vegetação morta (HOUGHTON, 1994; BROWN, 1997). Esse material vegetal de menor porte, normalmente, tem a biomassa derivada a partir de inventário de método destrutivo, cortando e pesando o material dentro das parcelas.

Por sua vez, as emissões são calculadas pelo produto da estimativa de biomassa efetivamente queimada, relatada anteriormente, juntamente com os fatores de emissão que representa a quantidade de emissão de uma determinada espécie química por quilo de biomassa queimada. Cao et al. (2006) relatam a necessidade de utilizar fatores de emissão representativos, uma vez que o emprego de fatores não representativos introduz incertezas às estimativas de emissões.

2.3 Estimativa de biomassa queimada e emissões (Sensoriamento Remoto)

O estudo da biomassa avançou com as ferramentas de sensoriamento remoto, pois aliado com dados de campo permite extrapolar a biomassa acima do solo para áreas maiores. Normalmente, as estimativas são feitas por meio de índices de vegetação que empregam faixas espectrais estratégicas, as quais ressaltam o comportamento espectral da vegetação em relação aos outros alvos da superfície (PONZONI; SHIMABUKURO, 2007).

Sensoriamento remoto também possibilita estimar a biomassa consumida durante um evento de queimada por meio da FRE, que é definida como a energia

liberada na forma de radiação eletromagnética durante todo o processo de combustão e apresenta relação linear com a quantia de biomassa queimada (WOOSTER, 2002; FREEBORN et al. 2008; PEREIRA et al. 2012). Esta é uma ferramenta poderosa no estudo do fogo devido a variabilidade temporal e espacial desses eventos (KAISER et al. 2006), especialmente quando extensas áreas são afetadas e, ainda, é de difícil acesso (PEREIRA et al. 1997).

Com o lançamento dos satélites Terra e Aqua, a detecção e caracterização do fogo apresentou um grande avanço devido ao sensor MODIS que apresenta bandas espectrais configuradas especificamente para esse objetivo (JUSTICE et al. 2002). Este sensor apresenta menor problema de saturação de *pixels*, melhor geolocalização e maior estabilidade da órbita (JUSTICE et al. 2002; WOLFE et al. 2002).

Lançado em outubro de 2011, o *Visible Infrared Imaging Radiometer Suite* (VIIRS) é um dos instrumentos chaves a bordo do satélite *Suomi National Polar-Orbiting Partnership* (S-NPP). Este representa uma nova era na capacidade de imageamento de moderada resolução para aplicações ambientais, visa aperfeiçoar a missão do AVHRR e dar continuidade ao MODIS.

2.3.1 Potência Radiativa do Fogo (FRP) e Energia Radiativa do Fogo (FRE)

Dois conceitos são fundamentais para a modelagem da queima da biomassa, a Potência Radiativa do Fogo (FRP) e a Energia Radiativa do Fogo (FRE). A FRP mede a emissão de energia radiativa por unidade de tempo durante a combustão via a rápida oxidação do carbono, correspondendo a uma medida instantânea que pode ser estimada por meio de sensores orbitais (WOOSTER et al. 2003).

Kaufman et al. (1996) inovaram ao introduzir o conceito da Energia Radiativa do Fogo (FRE), a FRE permite realizar medidas da quantidade de energia liberada durante todo o processo de combustão. A FRE é, então, a somatória das medidas instantâneas da FRP (WOOSTER, 2002).

A FRP e a FRE são obtidas do imageamento da superfície no comprimento de onda do infravermelho médio (aproximadamente 4 μm), visto que é nesta faixa

do espectro eletromagnético que a intensidade do fogo é maior (WOOSTER et. al., 2005). Essa técnica representou um avanço em sensoriamento remoto para o estudo do fogo, pois as imagens orbitais eram, até então, aplicadas somente para detectar fogo ativo (ROBINSON, 1991).

A obtenção da quantidade total de biomassa queimada por meio da integração da FRP permite fazer estimativas das emissões. A obtenção dessas variáveis possibilita compreender e caracterizar o ciclo do carbono, especialmente por permitir quantificar o montante de biomassa queimada e emissões atmosféricas (KAUFMAN et al. 1998; WOOSTER et al. 2003; ICHOKU; KAUFMAN, 2005).

2.3.2 Métodos para estimativa da FRP e FRE

A FRP é derivada a partir do conhecimento da distribuição da temperatura no interior do *pixel* e pode ser calculada pela Equação 2.2 (KAUFMAN et al. 1996), conforme a Lei de Stefan-Boltzmann. A FRE, por sua vez, é a somatória da FRP obtida em cada instante de coleta.

$$FRP = \varepsilon . \sigma . \sum_{i=1}^{n} A_n T^4{}_n \qquad (2.2)$$

em que, FRP representa a Potência Radiativa do Fogo (MW ou $MJ.s^{-1}$), ε é a emissividade, σ é a constante de Stefan-Boltzmann ($5{,}67 \times 10^{-8}$ $J.s^{-1}.m^{-2}.K^{-4}$), A_n representa a área fracional da enésima componente (m^2) e T_n é a temperatura da enésima componente (K).

Entretanto, devido à diferença das fases do fogo, a distribuição da temperatura no *pixel* não é homogênea. Esse fator constitui a dificuldade em empregar a Equação 2.2 na estimativa da FRP a partir de imagens de satélites. Normalmente, as queimadas são menores que o tamanho do *pixel*, o que inviabiliza conhecer cada componente termal em nível de *subpixel* (ECKMAN et al. 2010; WOOSTER et al. 2011). Ainda, essa equação deriva a FRP ao longo de todo o espectro eletromagnético (WOOSTER et al. 2003).

Para superar esses problemas das componentes termais em nível de *subpixel*, o método biespectral que emprega duas bandas espectrais na região do infravermelho (DOZIER, 1981) e o método MODIS que, por sua vez, utiliza apenas uma banda centrada no infravermelho médio (KAUFMAN et al. 1996;

WOOSTER et al. 2003) foram propostos, tornando-se os métodos mais comuns para derivar a FRP e a FRE.

O método proposto por Dozier (1981), que estima a temperatura e a área do fogo em nível de *subpixel*, foi desenvolvido com as bandas 3 e 4 do sensor AVHRR. O método é conhecido como biespectral por caracterizar a temperatura em nível de *subpixel* com o emprego de duas bandas espectrais do infravermelho corregistradas, centrada em 4 µm e 11 µm. O *pixel*, então, é separado em componente fogo ativo (centrado em 4 µm) e componente sem fogo (*background*) (centrado em 11 µm), conforme a Equação 2.3 e a Equação 2.4.

$$L_{4\mu\mathrm{m}} = A_f . P\left(\lambda_{4\mu\mathrm{m}} . T_f\right) + \left(1 - A_f\right) . \mathrm{P}\left(\lambda_{4\mu\mathrm{m}} . T_b\right) \tag{2.3}$$

$$L_{11\mu\mathrm{m}} = A_f . P\left(\lambda_{11\mu\mathrm{m}} . T_f\right) + \left(1 - A_f\right) . \mathrm{P}\left(\lambda_{11\mu\mathrm{m}} . T_b\right) \tag{2.4}$$

em que, L representa a radiância espectral ($W.m^{-2}.sr^{-1}.\mu m^{-1}$) nos canais centrados em 4 µm e 11 µm, $P(\lambda, T)$ é a função de Planck, A_f é a área do fogo (m^2), λ é o comprimento de onda (µm) e T_f e T_b representam, respectivamente, a temperatura do fogo e do *background* (K).

Este método apresenta limitações devido às falhas que podem estar embutidas na aquisição das duas bandas espectrais que podem ser de resoluções espaciais diferentes, ruídos eletrônicos, correção atmosférica, erros de registro e saturação (WOOSTER et al. 2005; PEREIRA et al. 2009). Ainda, a mistura dos sinais nas duas bandas espectrais é uma limitação que pode ocorrer com sensores de média e baixa resolução. Neste caso, o uso e sensores de alta resolução espacial é uma alternativa para mitigar esse problema (WOOSTER et al, 2003; GIGLIO et al. 2003; ROBERTS et al. 2005).

Para superar as falhas supracitadas, Kaufman et al. (1996) desenvolveram um método semiempírico utilizando o sensor MODIS para derivar a FRP com apenas uma banda espectral centrada em 4 µm.

O emprego de apenas uma banda espectral representa a maior vantagem do método em relação ao método de Dozier (1981). Esse fator mitiga problemas de sensibilidade de diferentes canais, mistura de sinal e erros de registro

(WOOSTER et al. 2005). Ainda, o método soluciona as distorções do tamanho do *pixel*, especialmente em regiões de elevado ângulo de visada (FREEBORN et al. 2011).

Wooster et al. (2005) propuseram, ainda, um meio para estimar a FRP a partir da radiância espectral na região do infravermelho médio com apenas uma banda espectral. O método permite estimativas da FRP a partir de sensores com baixa resolução espectral. Este apresenta as mesmas vantagens do método anterior devido ao uso de apenas uma banda espectral.

Além dos diferentes métodos citados acima, há uma diversidade de instrumentos para derivar a FRP e a FRE. No campo da instrumentação, pode-se valer de câmera termal em nível de campo e/ou de sensores orbitais. Neste, há uma gama de possibilidades, desde sensores geoestacionários a sensores aerotransportados. A escolha do tipo de levantamento por sensoriamento remoto depende do objetivo de trabalho a ser alcançado, que varia conforme a área de estudo, tamanho das queimadas, escala espacial e temporal, ainda, o orçamento disponível. Diante disso, a seleção do método e meio de estimativa trará implicações diretas nos resultados, ao ponto que estimativas para uma mesma área poderá apresentar resultados altamente divergentes.

2.3.3 Sensor SEVIRI/METEOSAT

Desenvolvido pela Agência Espacial Europeia (ESA) em cooperação com a Organização Europeia para a Exploração de Satélites Meteorológicos (EUMETSAT), o satélite geoestacionário Meteosat, lançado em 2002, abarca o sensor *Spinning Enhanced Visible and Infrared Imager* (SEVIRI). Este permite novas possibilidades na caracterização da emissão da energia do fogo a partir de dados com alta resolução temporal, 15 minutos, porém, apresenta resolução espacial de 3 km (ROBERTS et al. 2005).

O SEVIRI registra os dados em 11 bandas espectrais localizadas entre 0,6 e 14 µm. Os canais 10,8 µm (infravermelho distante) e 3,9 µm (infravermelho médio) permitem a caracterização da temperatura do fogo (WOOSTER et al. 2003). No canal infravermelho médio, o SEVIRI satura em aproximadamente 335-336 K, o que permite a detecção e caracterização de fogo com energia radiativa acima de

100 MW. Nesse sentido, o SEVIRI apresenta a limitação na detecção de fogo com baixa FRP, contudo, apresenta a vantagem da alta temporalidade na aquisição de dados (ROBERTS et al. 2005).

2.3.4 Sensor MODIS/Aqua

O programa *Earth Observing System* (EOS) liderado pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) visa estudar os processos de mudanças globais. O programa foi um avanço para o sensoriamento remoto por meio do lançamento de plataformas orbitais com uma variedade de sensores para coletarem diferentes tipos de dados. O sensor MODIS é o principal instrumento do programa EOS (SOARES et al. 2007).

A bordo do satélite Aqua com a órbita quase-polar, o sensor MODIS fornece um recobrimento global e contínuo diariamente, com resoluções espaciais variando de 250 a 1.000 m. A plataforma Aqua em sua órbita ascendente cruza o Equador às 13h30 min e 01h30 min. Obtém-se, desta maneira, aproximadamente 2 passagens diárias sobre uma mesma área.

O produto de anomalias termais, fogo e queima de biomassa (MYD14 – Aqua), com 1 km de resolução espacial, permite caracterizar a ocorrência do fogo e o cálculo da energia de cada foco (ICHOKU et al. 2012). Esse dado pode ser empregado para alimentar modelos regionais de emissões e transporte de gases traços e aerossóis. Estes produtos utilizam dois canais (21 e 22), centrados em 3,929 a 3,989 µm. A banda 21 satura na temperatura de 500 K, enquanto a banda 22 satura em 331 K, esses limiares permitem a detecção de fogo com FRP acima de 10 MW, considerado baixo em comparação com a capacidade do sensor SEVIRI que é de no mínimo 100 MW (ROBERTS et al. 2005). Contudo, a banda 22 é mais comumente utilizada para definir a temperatura de brilho e de *background* (T_4) por ser menos ruidosa e possuir menor erro de quantização (JUSTICE et al. 2002; LATORRE et al. 2007).

2.3.5 Sensor VIIRS/SUOMI-NPP

O VIIRS opera com 22 bandas espectrais, cobrindo os comprimentos de onda de 0,4 a 11,8 µm. Os dados são fornecidos diariamente, com recobrimento duas

vezes ao dia sem nenhum vazio. O imageamento é fornecido com resolução espacial de 375 e 750 m ao nadir (CAO et al. 2013).

O produto Fogo Ativo Relacionado à Aplicação do Produto (*Active Fire Application - Related Product* - AF ARP) do VIIRS é derivado a partir do infravermelho médio, região espectral entre 3,973 µm e 4,128 µm (banda M13). A banda M13 foi construída para detecção e caracterização de focos de calor com temperatura de saturação de 634 K. Na região do infravermelho distante, a banda M15 (10,263 - 11,263 µm) é usada para caracterizar as condições termais de *background*. O desafio da detecção e caracterização das queimadas com esta banda ocorre devido à baixa temperatura de saturação (363 K) (JUSTICE et al. 2002).

O sensor VIIRS apresenta um esquema diferenciado de agregação dos *pixels* que reduz o crescimento dos *pixels* à medida que se afasta da visada ao nadir. Este esquema baseia-se em agregar *pixels*. Entre a visada ao nadir até o ângulo de 31,58°, três *pixels* são agregados em um único *pixel* nominal. Já no intervalo entre 31,58° e 44,6°, dois *pixels* são agregados, e acima do ângulo de 44,6° *pixels* individuais constituem um único *pixel* nominal (WOLFE et al. 2013).

Como resultado, há redução significativa da degradação de detecção de queimadas fora da visada ao nadir, todavia, observa-se alteração da temperatura mínima detectável e da área queimada. Espera-se que o VIIRS tenha capacidade de detectar mais e menores queimadas em comparação aos sensores MODIS e AVHRR, especialmente devido ao menor tamanho do *pixel* (750 m). De fato, o VIIRS tem demonstrado bom desempenho na detecção de queimadas.

Csiszar et al. (2014) compararam os produtos de detecção de fogo do MODIS com o do VIIRS. Os autores observaram consistência na detecção de queimadas do VIIRS e os dados foram quase coincidentes ao do MODIS/Aqua. Estes autores compararam a quantidade de focos de calor em função do ângulo de visada, o trabalho mostrou que na zona entre a visada ao nadir e 31,58°, o VIIRS produziu 26% a mais de detecções do que o MODIS, na zona acima de 31,58° a detecção do VIIRS foi 70% superior ao do MODIS. A maior capacidade de

detecção do VIIRS ocorre devido à limitação do crescimento dos *pixels* à medida que aumenta o ângulo de visada.

Ainda, o sensor VIIRS apresenta bandas de 375 m com potencial para detecção e caracterização de queimadas, o caso da banda I4 (3,55 – 3,93 µm) e I5 (10,50 – 12,40 µm) (SCHROEDER et al. 2014). A limitação da banda I4 é o baixo ponto de saturação da temperatura (367 K) que pode ocasionar o inconveniente de *pixels* saturados com maior frequência (SCHROEDER et al. 2014). Esse fator torna esta banda inadequada para caracterizar grandes queimadas (CSISZAR et al. 2014).

Outra característica relevante do VIIRS 375 m é o posicionamento espectral da banda I4 ser aproximadamente 0,3 µm menor que o VIIRS 750 m (M13), o que ocasiona o aumento da componente reflectância solar na banda I4 em aproximadamente 3 vezes, assim, resulta na potencial redução da banda I4 em separar superfícies afetadas pelo fogo e superfícies brilhantes sem fogo.

2.3.6 Estimativa da biomassa queimada

Uma abordagem que permite estimar a quantidade de biomassa queimada por meio de sensores orbitais baseia-se nos produtos da área queimada, estimado pela Equação 2.5 (SEILER; CRUTZER, 1980).

$$M_{biomassa} = Aq.B.\alpha.Fbc \tag{2.5}$$

em que, $M_{biomassa}$ é a quantidade de biomassa queimada (kg.km^{-2}); Aq é a área queimada (km^2); B é a quantidade de biomassa por área antes do fogo (kg.km^{-2}); α é a fração de biomassa acima do solo em relação à quantidade de biomassa por área (B); e Fbc é o coeficiente de combustão da biomassa (kg.MJ^{-1}).

As variáveis da equação acima podem ser obtidas de diferentes formas: a área queimada a partir de sensores orbitais, coeficiente de combustão e biomassa acima do solo a partir de investigações *in situ*, podendo ser, ainda, adotado valores a partir de dados secundários.

Diferentemente da variável área queimada, a obtenção das outras três variáveis (B, α e Fbc) não é trivial, especialmente quando se trabalha em escala global

(WOOSTER et al. 2002; ICHOKU; KAUFMAN, 2005; FREITAS et al. 2005). Essas variáveis são altamente influenciadas pelas flutuações meteorológicas e, ainda, são muito heterogêneas, principalmente, em ambientes tropicais. A dificuldade na obtenção desses dados traz incertezas às estimativas, estudos têm observado diferenças significativas nas estimativas a partir de diferentes abordagens metodológicas e fonte de dados (KORONTZI et al. 2004; SCHROEDER et al. 2010).

Essas limitações motivaram a investigação de novas alternativas para estimar essas variáveis, em especial por meio de sensoriamento remoto (ANDREAE e MERLET, 2001). A FRE estimada a partir de sensores orbitais permite, portanto, realizar essas mensurações com menor dependência dos fatores externos elencados na Equação 2.5, praticamente elimina a dependência de outros métodos para estimar a área queimada, proporção de biomassa acima do solo e eficiência de combustão (ICHOKU; KAUFMAN, 2005). Como a biomassa consumida é função da área queimada, densidade da biomassa, fração de biomassa acima do solo e eficiência de combustão, então, a FRE engloba todas as variáveis da Equação 2.5 (ICHOKU; KAUFMAN, 2005).

Por meio de uma série de experimentos de campo no Reino Unido e na Botswana, Wooster (2002) provou a relação linear entre a FRE e o montante de biomassa queimada, assim, a quantidade de biomassa consumida ($M_{biomassa}$) é expressa pela Equação 2.6.

$$M_{biomassa} = Fbc.FRE \tag{2.6}$$

em que, FRE representa Energia Radiativa de Fogo (MJ).

Normalmente, os estudos realizam experimentos de queima em pequena escala para testar a relação entre a energia liberada durante o processo com o montante de biomassa que é conhecida, procedimento que permite, então, obter o coeficiente de combustão, que é específico para cada tipo de formação vegetal (WOOSTER et al. 2005; FREEBORN et al. 2008; PEREIRA et al. 2012).

Esse procedimento em pequena escala permite extrapolar estimativas de biomassa total consumida e emissões de queimadas em escalas maiores. Segue

o exemplo de Mataveli et al. (2013), que determinaram o coeficiente de combustão da cultura de cana-de-açúcar por meio de um experimento em pequena escala de queima controlada, combinado com dados do *Geostationary Operational Environmental Satellite* (GOES), MODIS e SEVIRI para estimar a quantidade total anual de cana-de-açúcar queimada no estado de São Paulo.

O coeficiente de combustão da biomassa varia conforme as características de umidade, densidade, composição lignocelulósico, distribuição e compactação do material (KORONTZI et al. 2004). Dessa forma, é possível encontrar na literatura uma variedade de coeficientes para diferentes composições vegetais. Pereira et al. (2012) encontraram coeficiente de 0,949 $kg.MJ^{-1}$, valor 158% maior que o encontrado por Wooster et al. (2005), que foi de 0,368 $kg.MJ^{-1}$.

2.3.7 Estimativa de emissões atmosféricas

Anterior ao grande avanço do sensoriamento remoto, os dados de entrada nos modelos para estimar as emissões de gases traços e aerossóis provenientes da queima eram basicamente a quantidade de biomassa consumida durante a queimada, obtida, em geral, por meio do produto da área queimada e estimativa da densidade da biomassa na área. Ichoku e Kaufman (2005) mencionam que apesar da grande variedade de dados extraídos dos sensores orbitais, ainda há imprecisão nas estimativas da biomassa consumida e emissões, visto as dificuldades de se obter a quantidade de biomassa acima do solo com acurácia.

A FRE, portanto, é um caminho para estimar a emissão de gases e aerossóis para a atmosfera (ICHOKU; KAUFMAN, 2005). A quantidade de gases traços e aerossóis emitidos é derivada pelo produto da quantidade de biomassa queimada ($M_{biomassa}$) e os fatores de emissão específicos para diferentes composições vegetais e espécies químicas, conforme a Equação 2.7 definida por Andreae e Merlet (2001).

$$M_x = EF_x . M_{biomassa} \tag{2.7}$$

em que, M_x é a massa emitida pela espécie de interesse x (kg); EF_x é o fator de emissão da espécie emitida x ($g.kg^{-1}$).

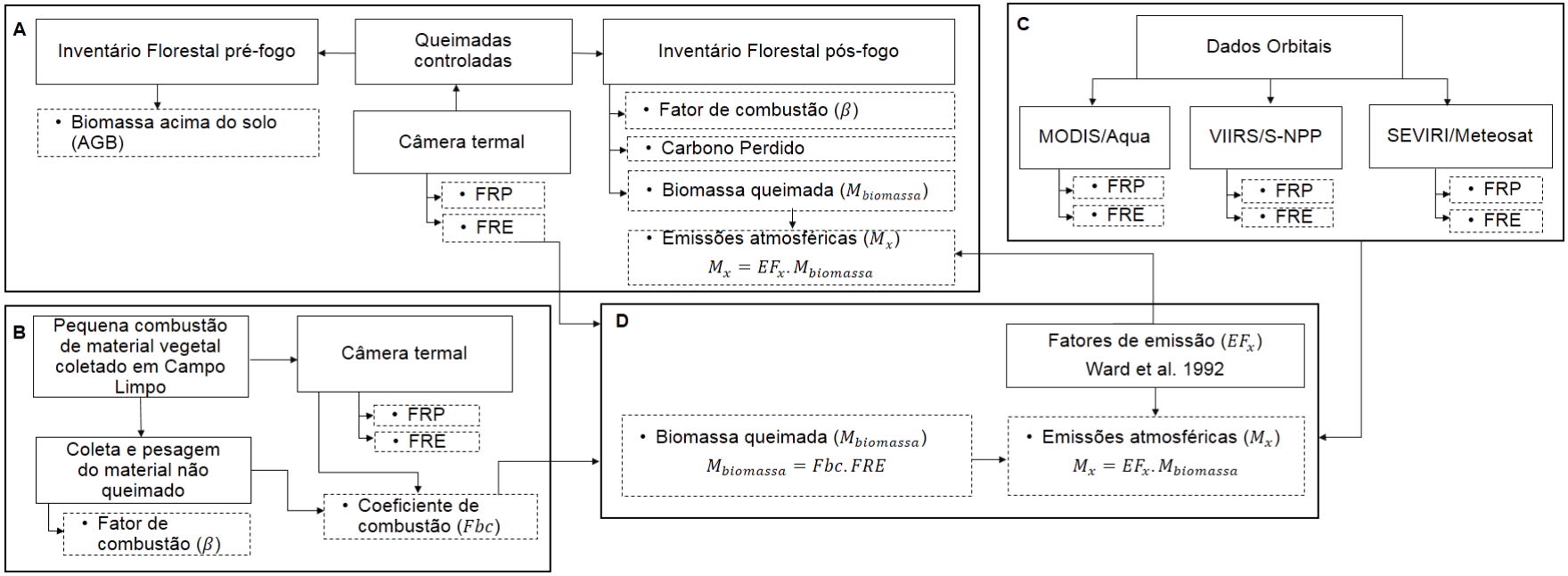
O fator de emissão traduz a quantidade de emissão de um determinado composto químico em relação à quantidade de biomassa consumida (WARD et al. 1996; FREITAS et al. 2005). É uma das variáveis que contribui para as diferenças encontradas nas estimativas de emissões de gases traços e material particulado de diferentes trabalhos (FRANÇA et al. 2012). Nesse sentido, os fatores de emissões adotados a partir de dados secundários devem ser específicos para a biomassa objeto de estudo.

CAPÍTULO 3

3 MATERIAIS E MÉTODOS

A Figura 3.1 ilustra os procedimentos metodológicos do presente estudo, cujo experimento de campo foi conduzido no Parque Nacional das Sempre-Vivas em Minas Gerais. As caixas com linha sólida correspondem aos processos e materiais da metodologia e as caixas com linha tracejada representam os dados gerados. O bloco A corresponde ao experimento conduzido em campo, especificamente pela queimada controlada, obtenção de dados da queima a partir de uma câmera termal e inventário florestal antes e depois da queimada controlada. O bloco B corresponde ao processo de pequena combustão conduzido em laboratório e a obtenção de dados a partir de uma câmera termal. O bloco C representa a obtenção de dados da queimada controlada conduzida em campo a partir de sensores orbitais. Por fim, o bloco D é a obtenção da quantidade de biomassa queimada e emissões atmosféricas em multiescalas.

Figura 3.1 - Fluxograma das etapas metodológicas empregadas no presente estudo.



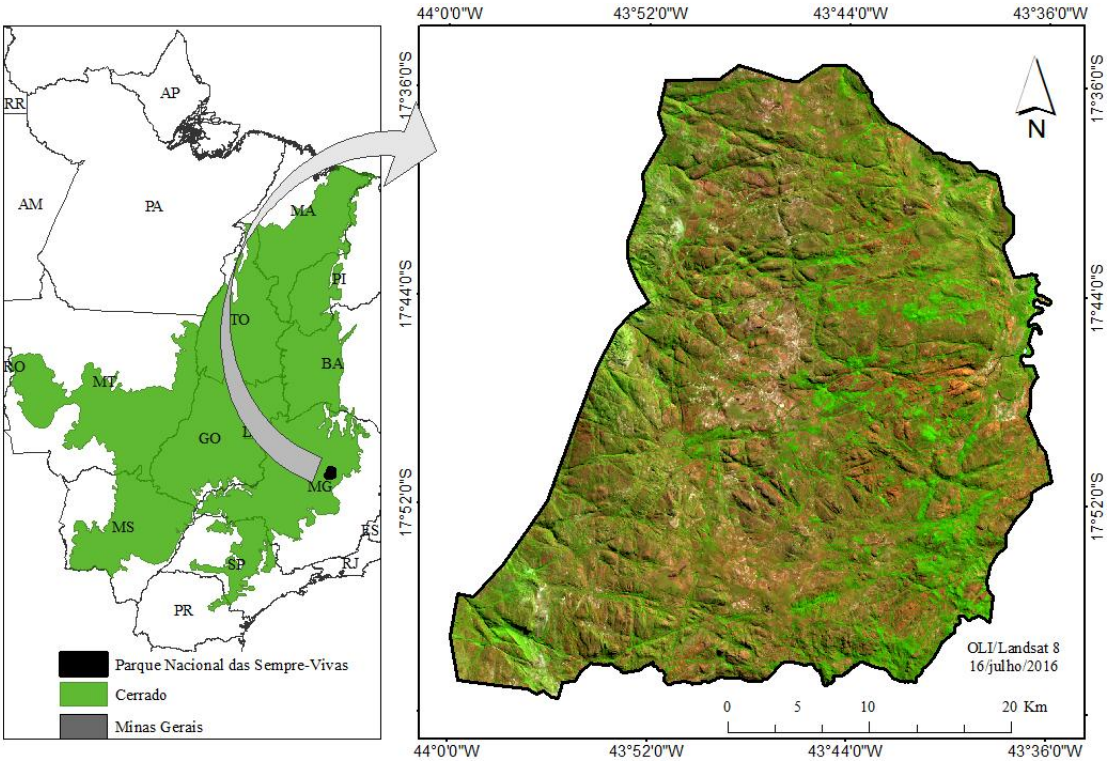
Fluxograma da metodologia dividido em blocos. O bloco A corresponde ao experimento conduzido em campo, bloco B representa o processo de combustão conduzido em laboratório, bloco C representa a obtenção de dados a partir de sensores orbitais e o bloco D corresponde aos processos para as estimativas dos resultados finais do presente estudo.

Fonte: Produção do autor.

3.1 Área de estudo

A pesquisa foi conduzida na unidade de conservação de proteção integral Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV). Unidade situada na região central do estado de Minas Gerais, entre as coordenadas está localizada entre as coordenadas 17º33’ - 18º00’S e 43º35’ - 44º00’W. A Figura 3.2 mostra a localização geográfica da área de estudo, que engloba os municípios de Olhos d’Água, Bocaiúva, Buenópolis e Diamantina.

Figura 3.2 - Localização geográfica da área de estudo.



Localização do PNSV na região central do estado de Minas Gerais sobre o bioma cerrado. Imagem do sensor OLI a bordo da plataforma Landsat 8, composição colorida RGB/654 em 16 de julho de 2016.
Fonte: Produção do autor.

O PNSV está localizado na porção meridional da Serra do Espinhaço. A Serra do Espinhaço é um grande divisor de águas entre as bacias do centro-leste brasileiro e a do rio São Francisco. A Serra do Espinhaço é também um grande divisor de biomas, o que confere a região uma grande biodiversidade devido ao maior número de possibilidades de adaptações ecológicas (GONTIJO, 2008).

Desde 2005 a Serra do Espinhaço é considerada pela *United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization* (UNESCO) uma Reserva da Biosfera devido a sua importância biológica, alto grau de endemismo e a necessidade de ações de monitoramento, pesquisa, educação ambiental e gerenciamento para conservação da região. A Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço (RBSE) engloba um mosaico de unidades de conservação, entre elas o PNSV. O PNSV é considerado uma das áreas prioritárias de conservação, com importância biológica especial (COSTA et al. 1988).

A região concentra 70% das espécies de “sempre-vivas” do planeta e é tida como um centro de diversidade genética das “sempre-vivas” (COSTA et al. 1988). Essas plantas ocorrem principalmente em campos rupestres e são amplamente comercializadas na região da Serra do Espinhaço. Uma das maiores pressões antrópicas à região é a sua coleta indiscriminada, sendo que algumas espécies já foram extintas (GIULIETTI et al. 1988).

A região não sofreu pressão acentuada por meio da agropecuária devido à topografia acidentada e aos solos pobres e de difícil mecanização. No entanto, está sujeita a queimadas frequentes (RAPINI et al. 2008), devido ao grande déficit hídrico durante a estação seca (GONTIJO, 2008).

O clima da Serra do Espinhaço é fortemente influenciado pelo relevo, sendo classificado como do tipo mesotérmico, Cwb na classificação de Köppen-Geiger, caracterizado por verões brandos e chuvosos (outubro a abril) e invernos mais frescos e secos (junho a agosto) (GALVÃO; NIMER, 1965; NEVES et al. 2005). A precipitação anual varia entre 750 e 1.600 mm (GALVÃO; NIMER, 1965) e a temperatura média oscila entre 18º e 19ºC (NEVES et al. 2005).

3.2 Queimada controlada

As queimadas controladas foram realizadas em duas áreas experimentais de cerrado nativo: campo limpo (Figura 3.3) e campo cerrado (Figura 3.4).

Figura 3.3 - Área de campo limpo no PNSV.

Registros fotográficos da área de campo limpo onde foi conduzido o experimento no PNSV.
Fonte: Produção do autor.

Figura 3.4 - Área de campo cerrado no PNSV.

Registros fotográficos da área de campo cerrado onde foi conduzido o experimento no PNSV.
Fonte: Produção do autor.

Em campo limpo a queimada foi conduzida na data de 29/maio/2016 (Figura 3.5) e na área de campo cerrado este experimento foi efetuado na data 30/maio/2016 (Figura 3.6). As datas e os horários dos experimentos foram alinhados com a passagem mais próxima da visada ao nadir dos satélites Aqua e S-NPP de forma a mitigar distorções na área.

Figura 3.5 - Queimada controlada em campo limpo.

Registros fotográficos da queimada controlada conduzida em campo limpo no PNSV no dia 29/maio/2016.

Fonte: Produção do autor.

Figura 3.6 - Queimada controlada em campo cerrado.

Registros fotográficos da queimada controlada conduzida em campo cerrado no PNSV no dia 30/maio/2016.

Fonte: Produção do autor.

Dias antes da realização do experimento foi construído aceiros para evitar a propagação do fogo. A queima foi iniciada a favor do vento por meio de pinga-fogo conduzida por brigadistas do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). No dia seguinte a realização do experimento, a equipe de brigadistas retornou a área para assegurar a inexistência de focos de incêndios.

3.3 Inventário florestal

3.3.1 Delineamento experimental e coleta de dados

Os inventários florestais para estimar a biomassa total acima do solo foram realizados nas mesmas áreas onde foram conduzidas as queimadas controladas, assim os inventários ocorreram em duas etapas: período pré-fogo e pós-fogo. Os inventários da biomassa total acima do solo (AGB - *Above Ground Biomass*) nessas duas fases do experimento permitiram quantificar diretamente a quantidade de biomassa consumida pela queima de biomassa e a quantia de emissão de CO_2, CO, CH_4 e $PM_{2,5\mu m}$.

O inventário florestal foi conduzido no interior de quatro parcelas, duas em campo limpo e duas em área de campo cerrado, cada parcela possui 0,2 ha (100 x 20 m). Essas parcelas foram projetadas para serem representativas, foram instaladas sistematicamente e paralelas entre si e tiveram seu posicionamento registrado por meio da utilização de *Global Positioning System* (GPS) (Figura 3.7).

Figura 3.7 - Posicionamento das parcelas através de GPS.

Fonte: Produção do autor.

Para efeito de cálculo neste estudo, o termo biomassa total acima do solo considerado é todo material orgânico de origem vegetal vivo ou morto que está exposto ao fogo (BARBOSA, 2001; BARBOSA; FEARNSIDE, 2005). Esse material foi dividido em material vivo (biomassa) e material morto (necromassa). Ademais, os materiais foram fracionados em três grupos: material fino, material intermediário e material lenhoso arbóreo-arbustivo, conforme a Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Subdivisão das frações de material em biomassa e necromassa utilizado para estimar a biomassa acima do solo.

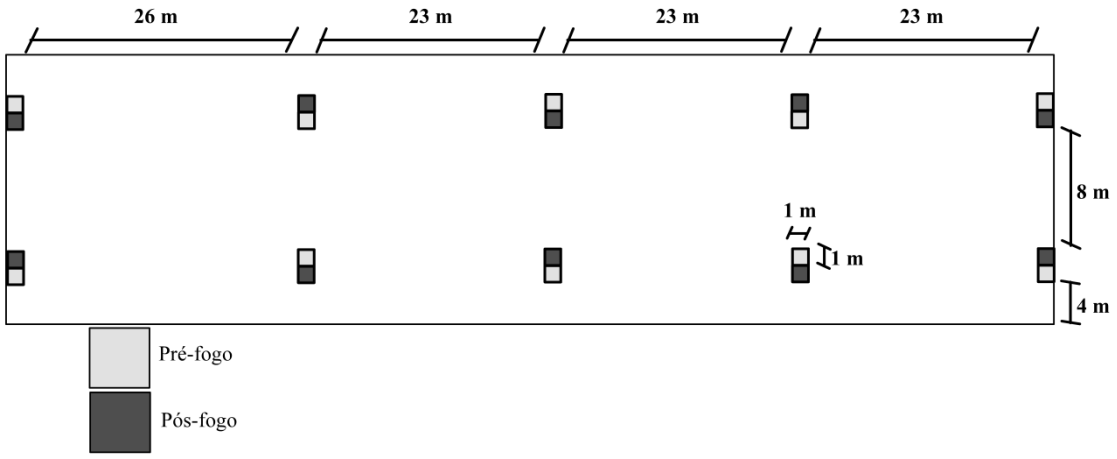
	Material fino	Material intermediário	Material lenhoso arbóreo-arbustivo
Biomassa	Graminóides (Poaceae, Cyperaceae e Eriocaulaceae), herbáceos (ervas lenhosas e não lenhosas), plântulas jovens e arvoretas (espécies arbóreas ou arbustivas com Diâmetro de base (Db) inferior a 2 cm com casca, tomado a 0,3 m de altura do solo)	Indivíduos lenhosos ou não (árvores ou arbustos) com Db entre 2 e 5 cm com casca, tomado a 0,3 m de altura do solo	Árvores e arbustos com Db superior a 5 cm com casca, tomado a 0,30 m acima do solo
Necromassa	Serrapilheira (material orgânico não identificado e folhas caídas), necromassa de madeira com peças de diâmetro inferior a 2 cm e cinzas (coletadas apenas no período pós-fogo)	Peças de madeira mortas, galhos caídos, árvores em pé morta ou caídas e toco morto com diâmetro entre 2 e 5 cm com casca, tomado a 0,3 m acima do solo	Peças de madeira mortas, galhos caídos, árvores em pé morta ou caída e toco morto com diâmetro acima de 5 cm com casca, tomado a 0,3 m acima do solo

A metodologia de coleta foi diferente para cada grupo e está descrita a seguir:

- Material fino

Para a amostragem dessa classe foram estabelecidos gabaritos de 1,0 x 1,0 m (1,0 m²) que foram lançados sistematicamente no interior de cada parcela (Figura 3.8). Foram formadas em cada uma das parcelas duas fileiras de gabaritos, pareados e intercalados, conforme a fase pré e pós-fogo. Em toda área foram estabelecidos 40 gabaritos em cada fase experimental (pré e pós-fogo), 20 na fitofisionomia campo limpo e 20 em campo cerrado.

Figura 3.8 - Gabaritos de 1,0 x 1,0 m.



Representação dos gabaritos de 1,0 x 1,0 m que foram estabelecidos para cortar e pesar o material fino no período pré e pós-fogo. Este desenho experimental foi aplicado em todas as parcelas.
Fonte: Produção do autor.

A estimativa de todo o material desse grupo foi efetuada cortando rente ao solo e pesando as amostras dentro dos gabaritos, considerando a separação entre o material vivo e o material morto (Figura 3.9).

Figura 3.9 - Coleta do material fino no interior de um gabarito de 1,0 x 1,0 m (1,0 m²).

Fonte: Produção do autor.

O peso fresco total do material contido nos gabaritos foi aferido por meio de uma balança. Em seguida, uma subamostra desse material, o qual teve o peso aferido também, foi levada ao laboratório para secagem em estufa até atingir peso constante e, então, pesado novamente para obtenção do peso seco do material. Este valor foi usado para estimar o conteúdo de água do material da subamostra e, com isto, estimar o peso seco das amostras que foram pesadas *in situ*. O procedimento foi aplicado aos inventários nos períodos pré-fogo e pós-fogo e ao material vivo e morto.

- Material intermediário

Foram estabelecidos sistematicamente 5 quadrantes de 4 x 4 m (16 m²) dentro de cada parcela e para cada fase (pré e pós-fogo). Os quadrantes foram pareados e intercalados, conforme a fase pré e pós-fogo, e espaçados 20 m entre si (Figura 3.10).

Figura 3.10 - Quadrantes de 4 x 4 m.

Representação dos quadrantes de 4 x 4 m que foram estabelecidos para cortar e pesar o material intermediário no período pré e pós-fogo. Este desenho experimental foi aplicado em todas as parcelas.
Fonte: Produção do autor.

O conteúdo da biomassa também foi cortado rente ao solo e pesado no interior dos quadrantes, sendo que a parte viva foi separada da parte morta (Figura 3.11).

Figura 3.11 - Coleta do material intermediário no interior de um quadrante de 16 m².

Fonte: Produção do autor.

O peso fresco total de cada quadrante também foi aferido por meio de uma balança. Em seguida, uma subamostra do material, o qual foi embalado em sacolas de papel e também teve o peso aferido, foi levada ao laboratório para secagem em estufa até atingir peso seco constante e pesado novamente para obtenção do peso seco do material.

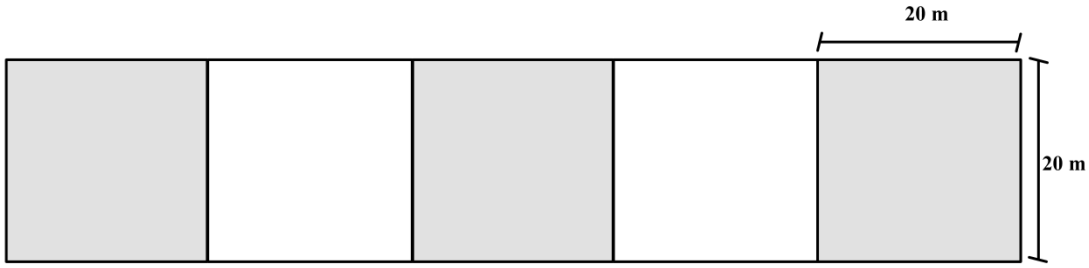
- Material lenhoso arbóreo-arbustivo

A biomassa do material lenhoso-arbóreo normalmente é desprezada, alguns estudos consideram que esse material não sofre danos significativos devido aos mecanismos de resistência à passagem do fogo. Apesar dos danos reduzidos a contribuição desse material nas emissões não pode ser descartada (BARBOSA, 2001), portanto, esse material foi incluído nas estimativas do presente estudo.

Para o material deste grupo, o procedimento para estimar a biomassa acima do solo foi realizado por métodos indiretos, diferentemente das estimativas do material fino e intermediário em que todo o conteúdo da amostragem foi cortado e pesado (análise direta).

Cada parcela de 100 x 20 m foi subdividida em 20 x 20 m, o que resultou em 5 subparcelas. O inventário foi realizado em apenas três subparcelas intercaladas (Figura 3.12).

Figura 3.12 - Subparcelas de 20 x 20 m.



Representação das subparcelas estabelecidas em cada parcela para estimar a biomassa dos indivíduos com diâmetro na base (Db) superior a 5 cm.
Fonte: Produção do autor.

A amostragem incluiu os indivíduos vivos com diâmetro superior a 5 cm (com casca) tomado a 0,30 m do solo (Db). Como neste grupo o método empregado não foi destrutivo, as parcelas inventariadas foram as mesmas no período pré e pós-fogo. Para cada indivíduo foram tomadas medidas da altura total (H) e da circunferência no Db e no Diâmetro a Altura do Peito (DAP) (Figura 3.13).

Figura 3.13 - Tomada da circunferência no DAP de um indivíduo arbóreo em campo cerrado.

Fonte: Produção do autor.

A altura total (H) é a distância entre o solo e o final da copa da árvore. Essa variável foi medida por meio de uma trena a laser, modelo TruPulse 200B.

A circunferência foi obtida por meio de uma fita diamétrica. A conversão da circunferência em diâmetro foi feita por meio da Equação 3.1.

$$Db = \frac{C}{\pi} \tag{3.1}$$

em que, C representa a circunferência (cm); e π equivale a 3,1416.

Para inventariar os restos de madeira morta ou caída com Db acima de 5 cm, foi mensurado o comprimento (necromassa caída), altura (necromassa em pé) e diâmetro de cada parte caída e/ou morta dos indivíduos para calcular o volume da madeira morta e, então, estimar a necromassa por meio da densidade da madeira (BARBOSA; FEARNSIDE, 2005).

- Cinzas

As cinzas foram coletadas logo após a queima para mitigar perdas desse material devido a intempéries ambientais. Esse material foi coletado em gabaritos de 0,3 x 0,3 m (0,09 m²) estabelecidos sistematicamente no canto superior dos gabaritos de 1 m² (Figura 3.14). A fim de evitar superestimativas dos resultados, tomou-se cuidado para que a subamostra levada ao laboratório não estivesse contaminada com partículas de solo (BARBOSA, 2001; BARBOSA; FEARNSIDE, 2005).

Figura 3.14 - Coleta de cinzas no canto superior dos gabaritos de 1 m².

Fonte: Produção do autor.

3.3.2 Processamento dos dados do inventário florestal

Os procedimentos para estimar a biomassa acima do solo foram baseados em inventários, conforme o delineamento experimental descrito anteriormente, fazendo uso de métodos destrutivos (método direto) para o grupo de material fino e intermediário e análises indiretas por meio de equações de regressões

para o material lenhoso. A metodologia adotada para a estimativa da biomassa é descrita a seguir.

- Material fino e intermediário (método direto)

Os passos adotados para a determinação da biomassa correspondem aos propostos por Soares et al. (2011), descritos a seguir: a) cortar e pesar o material de cada unidade amostral para obter o peso úmido total; b) retirar uma subamostra de peso úmido conhecido; c) levar ao laboratório para o material ser seco em estufa; e d) determinar o peso seco.

Após a obtenção desses dados, a biomassa foi calculada por meio da Equação 3.2.

$$Y = \frac{PUt.Ps}{PUa} \tag{3.2}$$

em que, Y é a biomassa (kg); PUt é o peso total do material úmido (kg); PUa é o peso do material úmido levado ao laboratório (kg); e Ps é o peso de matéria seca da amostra levada ao laboratório (kg).

- Material lenhoso arbóreo-arbustivo (método indireto)

A estimativa da biomassa do material lenhoso arbóreo-arbustivo vivo e em pé foi efetuada por método indireto com o uso de equações ajustadas por regressões, conforme descrito por Somogyi et al. (2007).

Para estimar a biomassa de cada indivíduo vivo foram usadas dez equações alométricas (Tabela 3.2), a biomassa final foi o valor médio do conjunto dessas equações. Essas equações foram ajustadas para as formações de campo cerrado e cerrado *sensu stricto* por meio de métodos destrutivos. As variáveis dendrométricas independentes requeridas por estes modelos correspondem a Db, DAP e H, além de suas combinações.

Tabela 3.2 - Modelos matemáticos para estimar biomassa.

Nº	Modelo matemático	R^2	S_{xy}	Autores
1	$\mathrm{Y} = \frac{-0{,}4913 + 0{,}0291.(\mathrm{Db}^2.\mathrm{H})}{1000}$	98,28	25,79	Rezende et al. (2006)[1]
2	$\mathrm{Y} = \frac{0{,}0298.(\mathrm{Db}^2) + 0{,}0029.(\mathrm{Db}^2.\mathrm{H}) - 6{,}17.10^{-5}.(\mathrm{Db}.\mathrm{H}^2) - 0{,}0750.(\mathrm{H}^2)}{1000}$	98,64	25,66	Rezende et al. (2006)[1]
3	$\mathrm{LnY} = -10{,}35940 + 2{,}43474.Ln(\mathrm{DAP}) + 0{,}51075.Ln(\mathrm{H})$	97,00	47,70	Morais et al. (2014)[2]
4	$\mathrm{LnY} = -10{,}06404 + 2{,}69660.Ln(\mathrm{DAP})$	96,00	48,95	Morais et al. (2014[2]
5	$\mathrm{LnY} = -11{,}05056 + 2{,}59129.Ln(\mathrm{Db}) + 0{,}46218.Ln(\mathrm{H})$	95,00	61,76	Morais et al. (2014)[2]
6	$\mathrm{LnY} = -10{,}87846 + 2{,}84969.Ln(\mathrm{DAP})$	94,00	61,74	Morais et al. (2014)[2]
7	$\mathrm{LnY} = -10{,}22768 + 2{,}46845.Ln(\mathrm{DAP}) + 0{,}400018.\mathrm{Ln}(\mathrm{H})$	97,14	55,51	Scolforo et al. (2008)[3]
8	$\mathrm{LnY} = -10{,}04944 + 2{,}35297.Ln(\mathrm{DAP}) + 0{,}45221.\mathrm{Ln}(\mathrm{H})$	97,26	34,26	Scolforo et al. (2008)[4]
9	$\mathrm{LnY} = -10{,}57089 + 2{,}39630.Ln(\mathrm{DAP}) + 0{,}66988.\mathrm{Ln}(\mathrm{H})$	97,51	38,8	Rufini, (2008)[5]
10	$\mathrm{LnY} = -10{,}24363 + 2{,}43438.Ln(\mathrm{DAP}) + 0{,}44354.\mathrm{Ln}(\mathrm{H})$	97,10	45,74	Rufini, (2008)[5]

Equações ajustadas para estimar a biomassa de indivíduos lenhosos acima do solo em áreas de cerrado *sensu stricto* e campo cerrado.

em que, Y é a biomassa (t); Db tomado a 0,30 m do solo (cm); DAP tomado a 1,30 m do solo (cm); H (m); R^2 é coeficiente de determinação; S_{xy} (%) é o erro-padrão da estimativa.

[1] Cerrado *sensu stricto* – Distrito Federal;
[2] Cerrado *sensu stricto* e campo cerrado – Minas Gerais;
[3] Cerrado *sensu stricto* e campo cerrado – Conjunto de Sub-Bacias Hidrográficas do Rio Jequitinhonha – Minas Gerais;
[4] Cerrado *sensu stricto* e campo cerrado – Conjunto de Sub-Bacias Hidrográficas do Rio São Francisco – Minas Gerais;
[5] Cerrado *sensu stricto* – Bacia do Rio são Francisco – Minas Gerais.

Para estimar a necromassa (biomassa morta) do material lenhoso, as peças foram subdivididas em grupos, conforme a Tabela 3.3.

Tabela 3.3 - Descrição das peças de madeira morta mensuradas em campo.

Grupos	Tipo de peça
1	Árvore morta
2	Toco morto

As árvores mortas, grupo 1, tiveram a altura aferida com a trena a laser e o diâmetro com casca medido a 0,3 m e 1,30 m do solo com uma fita diamétrica. O volume de cada peça foi calculado por meio da Equação 3.3, descrita na Tabela 3.4. Essa equação foi definida pelo projeto "Inventário Florestal de Minas Gerais", que apresenta equações ajustadas para estimar o volume total e o volume de fuste das formações vegetais do estado. Essa equação, em específico, foi ajustada com dados do cerrado *sensu stricto* e campo cerrado nas sub-bacias do rio Jequitinhonha (SCOLFORO et al. 2008).

Tabela 3.4 - Equação de volume.

Equação 3.3	$R^2{}_{aj}$	S_{xy} (%)
$LnV = -9{,}450721512 + 1{,}6777532392.\mathrm{LnDAP} + 1{,}0334799798.\mathrm{Ln(H)}$	96,26	37,49

Equação de volume com casca definida para o conjunto de sub-bacias hidrográficas do rio Jequitinhonha em que a equação de regressão foi ajustada para o cerrado *sensu stricto* e campo cerrado.
Fonte: Scolforo et al. (2008).

em que, V é o volume de cada árvore (m³).

O volume dos tocos mortos, grupo 2, foi calculado simplesmente pela Equação 3.4. Nesta equação foi desconsiderado o quociente de forma, tendo em vista que essas peças são curtas. O quociente de forma corrige o decréscimo natural do diâmetro ao longo do fuste.

$$V = \frac{\pi . Dm^2}{4} . l \qquad (3.4)$$

em que, Dm é o diâmetro mensurado na região central da peça (m); e l é o comprimento total da peça (m).

A densidade da madeira (kg.m^{-3}) foi determinada pelo método de densidade básica (ρ), por meio da relação entre a massa seca e o volume úmido, conforme a Equação 3.5. O método é considerado o mais adequado para estimar a biomassa (FEARNSIDE, 1997).

$$\rho = \frac{Ps}{V} \tag{3.5}$$

Para o cálculo da densidade básica retirou-se amostras de um número representativo de peças, a qual teve o volume calculado e, então, levado ao laboratório para ser seco até atingir peso seco constante.

Por fim, as peças em que o cálculo do volume foi baseado na Equação 3.3 e Equação 3.4, tiveram a biomassa estimada pela Equação 3.6.

$$Y = V.\rho \tag{3.6}$$

3.3.3 Estimativa do fator de combustão por inventário florestal

O fator de combustão (β) é o percentual de biomassa eliminada após a passagem do fogo. Os componentes da biomassa foram divididos em grupos, pois cada componente apresenta um comportamento distinto em relação ao fogo (KAUFFMAN et al. 1994; BARBOSA; FEARNSIDE, 2005). O fator de combustão para o grupo de material fino e intermediário foi obtido por meio da relação entre o peso do material no período pré-fogo e pós-fogo.

O procedimento adotado para o material lenhoso (Db > 5 cm a 0,30 m do solo) foi diferenciado, tendo em vista que o cálculo da biomassa desse grupo foi realizado de forma indireta por meio de equações alométricas. Para determinar a fração de biomassa do material lenhoso eliminada pela passagem do fogo, foram avaliados todos os indivíduos contidos nas parcelas. Observando, subjetivamente, o percentual de folhas que permaneceram verdes (vivas), mortas e caídas e que queimaram (BARBOSA; FEARNSIDE, 2005).

As medidas do diâmetro tomadas na base das árvores com Db acima de 5 cm foram comparadas com as medidas no período pós-fogo, a fim de estimar a

extensão do dano no tronco após a passagem do fogo, bem como contabilizar as árvores que visualmente morreram (caídas ou em pé).

3.4 Experimento de combustão em pequena escala (laboratório) e em campo

3.4.1 Câmera Termal

O instrumento utilizado para mensurar a temperatura da queimada em pequena escala (esquema laboratorial) e em campo no PNSV foi a câmera termal FLIR A310, fabricada pela empresa FLIR *Systems Incorporation*. O aparelho produz imagens de 320 x 240 *pixels*, que resulta em imagens termais nítidas de 76.800 *pixels* e a temperatura máxima detectada é de 1200ºC. O aparelho atua na faixa espectral do infravermelho termal (7,5 a 13 µm).

A FLIR A310 opera em diferentes faixas de temperatura. Para o presente estudo considerou-se a faixa de temperatura de 200ºC a 1200ºC, faixa considerada adequada para experimentos de queima controlada. A calibração do instrumento nessa faixa não tem capacidade em discriminar temperaturas abaixo de 80ºC, dessa forma, temperaturas abaixo de 80ºC foram consideradas como *pixels* em que não estava ocorrendo queimada.

3.4.2 Experimento de combustão em pequena escala (laboratório)

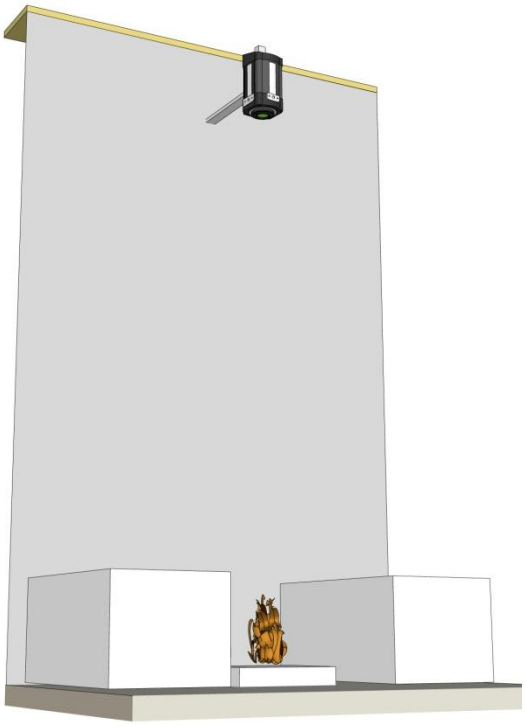
Diferentemente do fator de combustão que é uma relação da quantidade de biomassa antes e depois do fogo, o coeficiente de combustão refere-se à quantidade de biomassa consumida para cada MJ liberado durante o processo de queima. Por meio de um experimento em pequena escala em laboratório com o uso da câmera termal, realizou-se a estimativa do fator de combustão e do coeficiente de combustão.

Conduziu o experimento a partir do emprego da biomassa coletada em áreas de campo limpo no PNSV. Expôs ao processo de combustão amostras com pesos distintos de 0,025; 0,1; 0,15; 0,2; 0,25 e 0,5 kg com 7 amostragens para cada conjunto de peso de biomassa, contabilizando 42 medidas. Após a combustão de cada amostra de biomassa, o material não consumido foi coletado para a pesagem e, assim, obteve-se a quantidade de material queimado.

Durante o período em que o experimento foi desenvolvido, utilizou-se uma estação meteorológica portátil para monitorar a velocidade do vento com o intuito de identificar as amostras afetadas pelo vento, porém, não foi necessário descartar nenhuma amostra. As condições meteorológicas durante o experimento de pequena escala foram de céu parcialmente coberto com a temperatura instantânea do ar de 17ºC, umidade relativa de 68% e ventos de 2,5 km/h em média.

A Figura 3.15 ilustra a estrutura do experimento. A FLIR A310 foi posicionada a uma distância de 4,41 metros das amostras de biomassa vegetal. Os dados foram adquiridos com o uso de uma lente com IFOV de 15º a uma frequência de 5 Hertz (Hz). Posicionou-se a FLIR A310 com o ângulo de visada ao nadir (0°).

Figura 3.15 - Estrutura montada para a queima de biomassa em pequena escala (esquema laboratorial).



Estrutura montada para determinar o fator de combustão e o coeficiente de combustão através do emprego da câmera termal.
Fonte: Produção do autor.

Utilizou-se uma plataforma de cimento servindo como base para a biomassa com as dimensões de 77 x 60 x 7,5 cm. A temperatura da plataforma sempre era aferida para mantê-la abaixo de 80ºC. Os dados gerados pela câmera termal

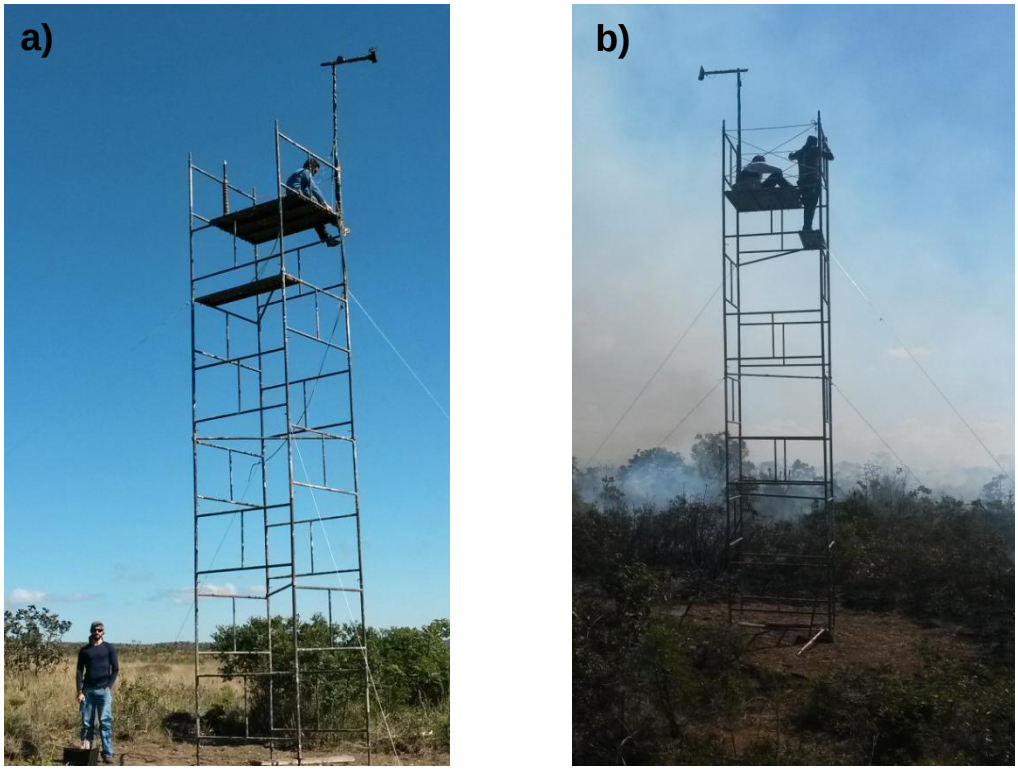
durante o experimento de combustão em pequena escala foram processados através de uma rotina no *software* MATLAB desenvolvido pela MathWorks, tendo como variáveis de saída após o processamento a FRP e a FRE.

Devido aos problemas logísticos, uma vez que seria necessário transportar uma grande quantidade de biomassa vegetal da área de campo cerrado do PNSV até o INPE (aproximadamente 900 km), não foi possível realizar este procedimento para esta fitofisionomia.

3.4.3 Experimento de combustão em campo

O registro de dados da queimada controlada foi realizado a partir de uma torre de andaimes em cada área do experimento: campo limpo (Figura 3.16a) e campo cerrado (Figura 3.16b).

Figura 3.16 - Estruturas montadas para as queimadas controladas no PNSV, a) área de campo limpo; b) área de campo cerrado.



Imagens das duas torres montadas durante as queimadas controladas no PNSV com a câmera termal. a) área de campo limpo; b) área de campo cerrado.
Fonte: Produção do autor.

As torres foram construídas com 9,5 metros de altura. A câmera termal (FLIR A310) foi acoplada a uma haste metálica o que a permitiu coletar dados em 360° durante a queima controlada. Posicionou-se a câmera termal com ângulo de visada de 60°, visto que este ângulo permitiu a cobertura de uma área maior. Considerando a inclinação da câmera termal, a distância média entre o sensor e o alvo foi de 50 m. Os dados foram obtidos com o uso de uma lente com IFOV de 15º, a uma frequência de 1 Hz.

O cálculo da área queimada que foi imageada pela câmera termal foi realizado por meio de imagens do satélite Landsat, sensor OLI, obtidas logo após as queimadas controladas. A distância entre a torre de andaimes e o alcance máximo do imageamento da câmera termal ($Dist$), valor obtido em campo, auxiliou no cálculo da área queimada imageada pela câmera termal.

As queimadas controladas foram planejadas para coincidir com a passagem dos satélites Aqua e S-NPP mais próximo ao nadir. No dia 29 de maio iniciou-se a queima controlada na fitofisionomia campo limpo às 13:47 horas, 03 minutos antes da passagem do Aqua. Já no dia 30 de maio na fitofisionomia campo cerrado a queima iniciou-se às 13:20, 16 minutos antes da passagem do S-NPP. A maior antecedência da ignição deste é devido a sua menor inflamabilidade comparado com a área de campo limpo.

A condição meteorológica na hora do experimento na data 29/maio era de céu parcialmente aberto com a temperatura instantânea do ar de 23,4ºC, umidade relativa de 49,5% e ventos de 22 km/h em média. Na data 30/maio, exatamente na hora do experimento, o céu também estava parcialmente aberto com a temperatura instantânea do ar de 22,5ºC, umidade relativa de 62,5% e ventos de 21 km/h em média.

3.5 Estimativa da FRP e FRE com o uso da câmera termal

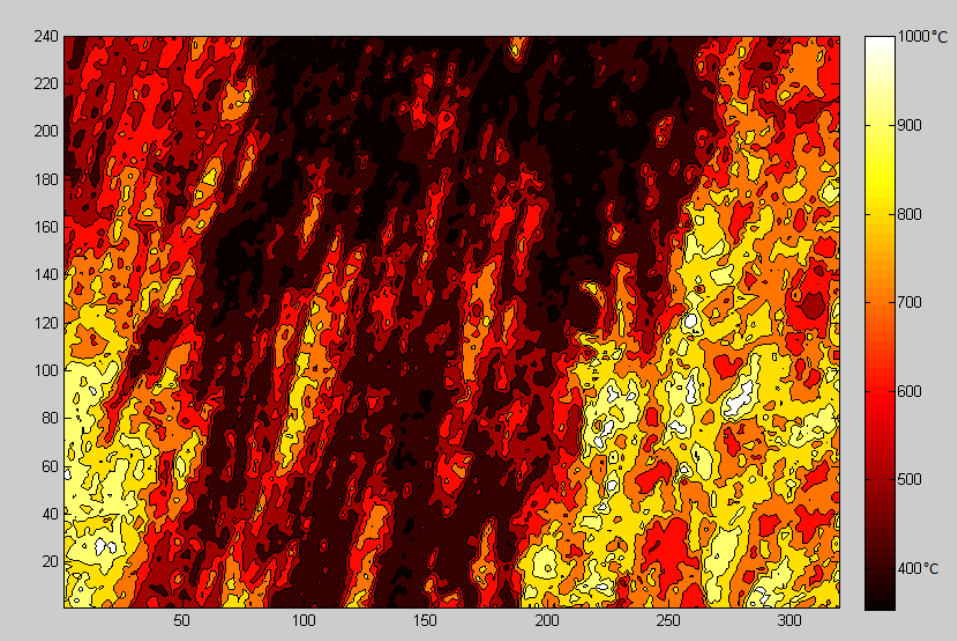
3.5.1 Experimento de combustão em pequena escala (laboratorial) e em campo

Após a realização do experimento, em posse dos dados coletados pela câmera termal, os mesmos foram processados para obter a FRP e a FRE. A Equação 2.2 estima a taxa de energia emitida pela queimada na forma de radiação

eletromagnética (FRP) para cada instante de coleta do dado. A emissividade considerada é igual a 1 para os experimentos em laboratório e em campo.

A Figura 3.17 ilustra a matriz gerada pela câmera termal em cada instante de coleta. A FRP de todo a matriz é a somatória da FRP de cada *pixel* com temperatura acima de 80ºC.

Figura 3.17 - Matriz gerada pela câmera termal.



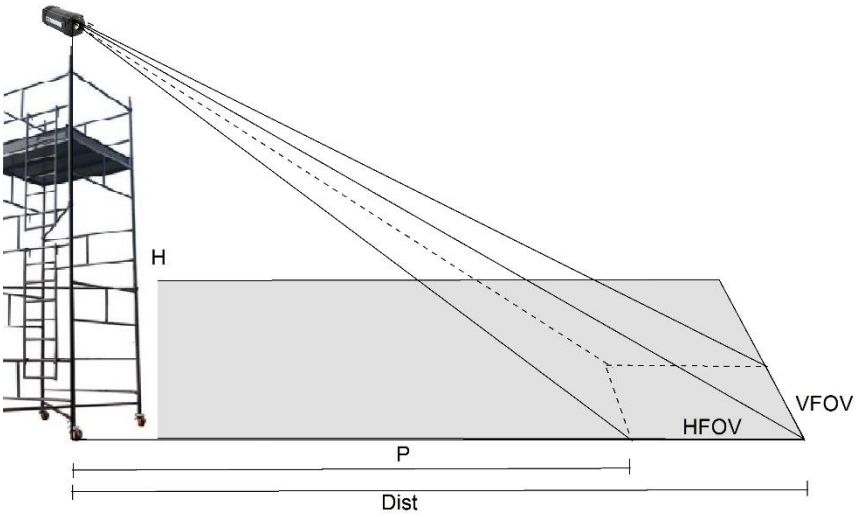
Representação da matriz gerada pela câmera termal do experimento de queimada.
Fonte: Produção do autor.

Para a correta determinação da temperatura dos *pixels* é necessário conhecer a sua área (VOLLMER; MOLLMANN, 2010). Para tanto, foi calculada a razão da largura da faixa imageada pelo sensor (*Field of View* – FOV), com o tamanho da matriz que é de 76.800 *pixels* (320 x 240 *pixels*) (Equação 3.7), a Figura 3.18 representa o desenho esquemático.

$$A_{pixel} = \frac{FOV}{76.800} \tag{3.7}$$

em que, A_{pixel} é a área do *pixel* da câmera termal (m²) e FOV é a largura da faixa imageada (m²).

Figura 3.18 - Desenho esquemático do campo de visada.



Representação do campo de visada (FOV) do experimento de combustão em campo.
Fonte: Produção do autor.

O FOV foi calculado pelo produto do Campo de Visada Horizontal ($HFOV$) e o Campo de Visada Vertical ($VFOV$). O $HFOV$ é definido pela coluna de 320 *pixels* e é obtido por meio da subtração das variáveis $Dist$ e P, representadas na Figura 3.18. $Dist$ foi obtida diretamente em campo, representa a distância da torre ao alcance máximo do FOV e P foi calculada pela Equação 3.8.

$$P = H.tg(60º) \tag{3.8}$$

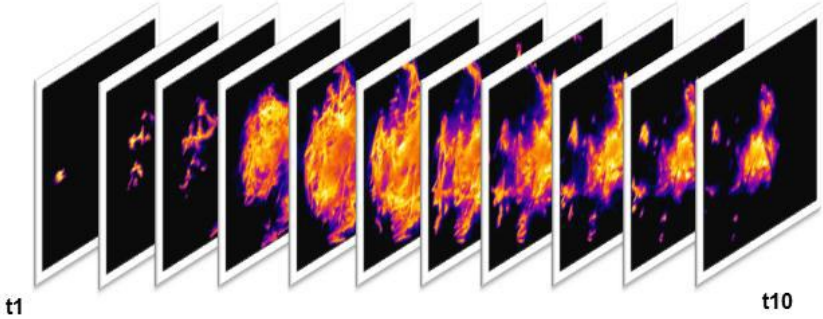
O $VFOV$, por sua vez, representa a linha de 240 *pixels*. Portanto, é calculado ponderando o $HFOV$ por 0,75 (este valor vem da relação 320 x 340 *pixels* da matriz).

Obteve-se a FRE por meio da Equação 3.9, considerando a FRP de cada instante de coleta. A Figura 3.19 exemplifica o procedimento para estimar a FRE, que é a integração da FRP do processo de combustão desde o início até o final.

$$FRE = \frac{1}{2}.\sum_{i=1}^{n}(FRP_n + FRP_{n+1}).\Delta t \tag{3.9}$$

em que, FPR_n é a Potência Radiativa de Fogo na matriz n (MW); FRP_{n+1} é a potência radiativa de fogo na matriz $n + 1$ (MW); e Δt é o intervalo de tempo entre as medições (s).

Figura 3.19 - Integração para obtenção da FRE.



Representação da integração da FRP do início ao final do processo de combustão (t1...t10) para a obtenção da FRE.
Fonte: Mataveli (2014).

A composição da atmosfera opera atenuando o sinal coletado pelo sensor. Lorenz (1968) afirma que o efeito da atmosfera é desprezível quando a diferença entre o sensor e o alvo é menor que 154 metros. Portanto, devido à baixa altura do sensor em relação ao alvo no experimento em laboratório e em campo foi adotada a própria função de correção interna da câmera que requer como dado de entrada a umidade relativa do ar e a temperatura média entre o sensor e o alvo (BALL; PINKERTON, 2006). Assim, foi adotada temperatura atmosférica de 23,0°C e umidade relativa de 50% em campo limpo e em campo cerrado.

3.6 Estimativa da FRP a partir de sensores orbitais

3.6.1 SEVIRI/METEOSAT

O método que permite derivar a FRP a partir do SEVIRI emprega somente um canal espectral na região do infravermelho médio e foi proposto por Wooster et al. (2003). A Equação 3.10 elucida o método.

$$FRP = \frac{A_{pixel}}{\zeta} . \sigma . \varepsilon . \int_{\lambda f}^{\lambda i} P(\lambda, T)\, d\lambda - L_b \tag{3.10}$$

em que, ζ é uma constante de calibração fundamentada na resposta espectral de cada sensor ($W.m^{-2}.sr^{-1}.\mu m^{-1}.K^{-4}$) extraída de Wooster et al. (2005), L_b é a radiância espectral do *background*, e λi e λf são o comprimento de onda inicial e final (μm).

3.6.2 MODIS/Aqua e VIIRS/Suomi-NPP

O produto do MODIS/Aqua, MYD14, estima a FRP através do método desenvolvido por Kaufman et al. (1996), versão *collection* 5 (C5) Equação 3.11.

$$\mathrm{FRP}_{MODIS} = 4{,}3.10^{-19}.\left(\mathrm{T}^{8}{}_{f4\mu m} - \mathrm{T}^{8}{}_{b4\mu m}\right).\mathrm{A}_{real} \tag{3.11}$$

em que, FRP_{MODIS} é a Potência Radiativa do Fogo estimada a partir do MODIS (MW), $\mathrm{T}_{f4\mu m}$ é a temperatura de brilho do *pixel* com anomalia térmica em 4 µm (K), $T_{b4\mu m}$ é a temperatura do *background* em 4 µm (K) e A_{real} é a área real do *pixel* (km²).

O emprego de apenas uma banda contorna o problema de erros de registro entre bandas de diferentes resoluções espaciais. O método caracteriza a relação entre a temperatura de brilho do fogo e o *pixel* de *background* na região do infravermelho médio, centrado em 4 µm.

Para a versão *collection* 6 (C6) é usado a Equação 3.12 definida por Wooster et al. (2003 e 2012). O seu intuito é superar as limitações do *collection* 5, especialmente dirimir falsos alarmes e a omissão de grandes incêndios devido a camada espessa de fumaça (SCHROEDER et al. 2008). A estimativa a partir do VIIRS/S-NPP também emprega este mesmo método (CSISZAR et al. 2014; GIGLIO et al. 2016).

$$FRP_{MODIS} = \frac{\mathrm{A}_{real}.\sigma}{\alpha.\tau_4}\left(L_{f4m} - L_{b4\mu m}\right) \tag{3.12}$$

em que, α é uma constante definida para o sensor MODIS $\alpha = 3.0\ x\ 10^{-9}\ W.m^{-2}.sr^{-1}.\mu m.K^{-4}$ (WOOSTER et al. 2003), τ_4 é a transmitância da atmosfera em 4 µm, $L_{f4\mu m}$ é a radiância do *pixel* com anomalia térmica em 4 µm (K) e $L_{b4\mu m}$ é a radiância do *background* em 4 µm (K).

Para a obtenção da FRP é necessário obter o tamanho real do *pixel* em que se encontra a queimada, cálculo efetuado por meio da Equação 3.13 (ICHOKU e KAUFMAN, 2005).

$$A_{real} = \left\{ R_e.S.\left[\frac{cos\theta}{\sqrt{\left(\frac{R_e}{r}\right)^2 - sen^2\theta}}\right]\right\}.\left\{\left[r.S.\left(cos\theta - \sqrt{\left(\frac{R_e}{r}\right)^2} - sen^2\theta\right)\right]\right\} \quad (3.13)$$

em que, A_{real} é a área real do *pixel*, R_e é o raio da Terra (6378,13 km), r é a soma de R_e e a altitude do sensor (705 km para o MODIS), S é a razão entre a resolução espacial de um *pixel* do MODIS no nadir (1 km) e a altitude do sensor e θ é o ângulo de visada do *pixel*.

O ângulo de visada é calculado por meio da Equação 3.14, a seguir:

$$\theta = \left(-\frac{1}{2}N.S + \frac{1}{2}.S + (i-1).S\right) \quad (3.14)$$

em que, θ é o ângulo de varredura calculado para um dado pixel i, e N é o número da coluna do *pixel*.

O sensor MODIS pode operar com um ângulo de visada de até ± 55º, dessa forma, tem-se o efeito *bow-tie*. O efeito *bow-tie* é uma distorção causada pela sobreposição da área imageada à medida que aumenta o ângulo de visada. Esse efeito causa a repetição de um mesmo foco para *pixels* adjacentes, exercendo forte influência na estimativa da FRP (PEREIRA, 2013). Com ângulo de visada maior que 40° um foco de queimada pode ser duplicado por até três *pixels* adjacentes (FREEBORN et al. 2011). Por essa razão, no presente estudo a data da queima controlada foi realizada de forma a coincidir com a passagem dos satélites Aqua e S-NPP mais próxima da visada ao nadir.

O pré-processamento do produto MYD14 exige a correção do efeito *bow-tie* para mitigar a replicação dos focos de queimadas em *pixels* adjacentes. Adotou-se, então, a correção proposta por Kaiser et al. (2012), conforme a Equação 3.15.

$$FRP_{corrigida} = FRP_{MODIS}.cos^2\theta \quad (3.15)$$

em que, $FRP_{corrigida}$ é a Potência Radiativa do Fogo corrigida para o efeito *bow-tie* (MW).

3.7 Estimativa de emissões a partir do inventário florestal

A metodologia proposta por Andreae e Merlet (2001) permite estimar a quantidade de aerossóis e gases traços lançada para a atmosfera por meio da queima da biomassa. As estimativas do presente estudo foram obtidas por meio da Equação 2.7.

A quantidade de emissões é dada pelo produto do volume de massa vegetal efetivamente queimada ($M_{biomassa}$), obtido a partir do inventário florestal, e os fatores de emissões (EF_x), que é a quantidade de determinada espécie química emitida instantaneamente para a atmosfera por unidade de biomassa e necromassa seca queimada.

Os fatores de emissão do CO_2, CO, CH_4, $PM_{2,5\mu m}$ empregados no presente estudo foram compilados de Ward et al. (1992) (Tabela 3.5). Esses fatores de emissão foram calculados por meio do método do balanço de carbono. O método assume que todo o carbono consumido em uma queimada é emitido para a atmosfera em cinco formas de carbono: CO_2, CO, CH_4, hidrocarbonetos não-metanos e partículas de carbono. Assim, o fator de emissão de uma espécie química é derivado da razão da concentração da massa da espécie de interesse pela concentração total do carbono.

Tabela 3.5 - Fatores de emissão (EF_x) para CO_2, CO, CH_4 e $PM_{2,5\mu m}$ para as fitofisionomias Campo limpo e Campo cerrado.

Espécie química	Campo limpo	Campo cerrado
CO_2	1744,5	1697,5
CO	48,5	69
CH_4	1,4	1,2
$PM_{2.5\mu m}$	2,05	4,3

Fatores de emissão (EF_x) para CO_2, CO, CH_4 e $PM_{2,5\mu m}$ para as fitofisionomias campo limpo e campo cerrado.

Fonte: Ward et al. (1992).

Estes autores conduziram um experimento entre agosto e setembro de 1990 no bioma cerrado, localizado na Reserva Biológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). A adoção de variáveis regionalizadas para alimentar os modelos de emissões é importante a fim de dirimir o grau de incerteza dos resultados (BARBOSA, 2001; CAO et al. 2006).

Esse é o meio tradicional de estimar as emissões para a atmosfera, que é dependente de dados obtidos diretamente *in situ*. Outro caminho amplamente utilizado é derivar as emissões a partir da FRE.

As estimativas de emissões de gases para a atmosfera com o uso da FRE foram derivadas do produto dos fatores de emissão, elucidados na Tabela 3.5, com a quantidade de biomassa queimada obtida por meio da relação entre a quantia de biomassa consumida pela combustão e a energia radiativa emitida durante a queima Equação 2.6. Este foi o meio utilizado também para os dados da câmera termal e dados orbitais.

CAPÍTULO 4

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Estimativa de biomassa (Inventário Florestal)

A estimativa dos componentes vegetais vivos (biomassa) e mortos (necromassa) acima do solo está presente na Tabela 4.1. Os totais de AGB no PNSV resultaram em 7,71 e 17,34 $t.ha^{-1}$ para as formações de campo limpo e campo cerrado, respectivamente. A AGB da formação campo cerrado é 124% maior que a da formação campo limpo.

Devido ao comportamento diferenciado dos componentes vegetais diante do fogo, a AGB foi segmentada em componentes finos, intermediários e lenhosos. Os componentes finos representaram quase a totalidade da AGB em campo limpo, correspondendo a 99,48% (7,67 $t.ha^{-1}$), enquanto na formação campo cerrado os componentes finos representaram 72,08% da AGB total (12,5 $t.ha^{-1}$).

Os materiais intermediários representaram 0,5% da AGB total em campo limpo (0,04 $t.ha^{-1}$). Na formação campo cerrado, estes componentes foram estimados em 1,67 $t.ha^{-1}$, equivalente a 9,6% da AGB total.

Os indivíduos lenhosos vivos e mortos também foram mensurados. Campo limpo não apresentou indivíduos lenhosos, essa formação é formada predominantemente por gramíneas (RIBEIRO; WALTER, 1998). Por sua vez, em campo cerrado estimou-se 3,16 $t.ha^{-1}$, que equivale a 18,2% da AGB total.

Os materiais finos, constituídos essencialmente por gramíneas, herbáceas, plântulas jovens, folhas caídas, serrapilheira e ramos finos, são os componentes mais afetados pelas queimadas, visto que as queimadas no cerrado, em geral, são de superfície (LUKE; McARTHUR, 1978; MIRANDA et al. 2009), as chamas no bioma alcançam, em média, 1,2 – 2,9 m (CASTRO; KAUFFMAN, 1998). Dessa forma, este material é a carga combustível mais provável de ser consumida durante a queimada.

Portanto, devido à presença majoritária desses componentes na formação campo limpo, esta apresentou a maior perda de biomassa, 92,47% de fator de combustão, contra 39,79% de fator de combustão na formação campo cerrado.

Tabela 4.1 - Biomassa acima do solo no PNSV.

		Campo limpo				Campo cerrado			
		Pré-queima	Pós-queima	Fator de combustão (β)	Carbono perdido	Pré-queima	Pós-queima	Fator de combustão (β)	Carbono perdido
Biomassa	Material fino	4,24 (3,89)	0,58 (0,35)	86,32	1,83 (1,77)	7,22 (4,91)	3,71 (2,54)	48,61	1,75 (1,18)
	Material intermediário	0,04 (0,12)	0,0 (0)	100	0,02 (0,06)	1,19 (1,08)	0,78 (0,61)	34,45	0,20 (0,23)
	Material lenhoso	0 (0)	0 (0)	-	0 (0)	3,02 (2,15)	2,99 (2,14)	0,99	0,015 (0,005)
Subtotal Biomassa		4,28	0,58	86,44	1,85	11,43	7,48	34,55	1,96
Necromassa	Material fino	3,43 (3,39)	0 (0)	100	1,72 (1,7)	5,28 (3,27)	2,42 (2,17)	54,16	1,43 (0,55)
	Material intermediário	0 (0)	0 (0)	-	0 (0)	0,48 (0,27)	0,41 (0,45)	14,58	0,035 (0,09)
	Material lenhoso	0 (0)	0 (0)	-	0 (0)	0,14 (0,08)	0,13 (0,08)	7,14	0,005 (0)
Subtotal Necromassa		3,43	0	100	1,72	5,91	2,96	49,91	1,47
Total		7,71	0,58	92,47	3,57	17,34	10,44	39,79	3,43
Cinzas		-	0,57 (0,45)	-		-	0,59 (0,5)	-	

Total de biomassa e necromassa acima do solo ($t.ha^{-1}$) antes e depois da queimada controlada, fator de combustão (%) e carbono perdido ($t.ha^{-1}$) em campo limpo e campo cerrado no Parque Nacional das Sempre-Vivas, MG nos meses de abril (pré-queima) e junho (pós-queima) 2016, (desvio padrão entre parênteses).

Fonte: Produção do autor.

Os fatores de combustão para o material morto (necromassa) foi superior ao material vivo (biomassa), exceto na classe de material intermediário na formação campo cerrado, possivelmente devido ao estado mais íntegro da necromassa. Na formação campo limpo, o fator de combustão foi de 86,32% para a biomassa fina, contra 100% da necromassa fina. Esse padrão também se repetiu na formação campo cerrado, maior fator de combustão (54,16%) na necromassa fina e 48,61% para biomassa fina. O fator de combustão do material lenhoso vivo foi de 0,99%, enquanto o material lenhoso morto apresentou fator de combustão de 7,14% na fitofisionomia campo cerrado.

O total de material particulado grosso (cinzas) foi maior na formação campo cerrado (0,59 $t.ha^{-1}$). Entretanto, a diferença foi pequena em comparação com a formação campo limpo (0,57 $t.ha^{-1}$), conforme consta na Tabela 4.1. As cinzas, normalmente, apresentam maior quantidade em formações com maior presença de combustíveis finos (BARBOSA; FEARNSIDE, 2005). No presente estudo, as quantidades foram similares, tendo em vista que a quantidade de combustível fino consumido pela queimada foi similar, 3,66 e 3,51 $t.ha^{-1}$ para as formações campo limpo e campo cerrado, respectivamente.

O estoque de carbono acima do solo que foi disponibilizado para a atmosfera (carbono perdido) também é apresentado na Tabela 4.1. Para obtê-lo foi assumido o fator de conversão de 50% de carbono estocado na biomassa, valor comumente empregado para essa conversão (IPCC, 2003; GIFFORD, 2000; REZENDE et al. 2006; PAIVA et al. 2011). Dessa forma, estimou-se que o campo limpo disponibilizou 3,57 $t.ha^{-1}$ de carbono, enquanto que no campo cerrado observou-se 3,43 $t.ha^{-1}$.

A AGB total do campo cerrado é 2,25 vezes maior do que aquela observada em campo limpo. No entanto, o fator de combustão deste é aproximadamente 2,32 vezes superior ao do campo cerrado. Portanto, a quantidade de carbono disponibilizado nessas duas formações foi similar, visto que o total de AGB consumido pelo fogo foram semelhantes, 7,13 e 6,90 $t.ha^{-1}$ para campo limpo e campo cerrado, respectivamente. Isto mostra que embora mais biomassa estivesse disponível para queima no campo cerrado, as condições da estrutura

vegetal não permitiram que a queima fosse completa, como ocorreu no campo limpo.

Ainda, conforme a Tabela 4.2, o teor de umidade do material combustível da fitofisionomia campo cerrado é menor que a do campo limpo. Em teoria o material do campo cerrado é o mais provável de ser queimado, pois quanto menor a umidade do combustível, menor quantidade de energia é requerida para vaporizar a água, o que aumenta a eficiência da combustão (SOARES; BATISTA, 2007). Apesar da menor umidade o material combustível do campo cerrado, esta foi a que queimou menos, devido à sua estrutura mais resistente em relação ao material do campo limpo que é de 99,48% de combustível fino.

Tabela 4.2 - Teor de umidade em base seca (percentual), desvio padrão entre parênteses.

		Campo Limpo	Campo Cerrado
Biomassa	Material fino	61,68 (34,58)	43,83 (23,09)
	Material intermediário	198 (173,72)	86,32 (38,26)
Necromassa	Material fino	16,59 (14,11)	10,33 (12,32)
	Material intermediário	-	2,98 (6,43)

Fonte: Produção do autor.

O estoque de carbono liberado pela classe de material fino vivo e morto representa 99,44% e 92,71% do total de carbono liberado pelas formações campo limpo e campo cerrado, respectivamente. Além de essa classe representar o maior percentual de AGB total, esta é a classe mais susceptível ao fogo, o que é traduzido pelo fator de combustão. Desse modo, é presumível que esta classe de material disponibilize maior quantidade de carbono para a atmosfera.

A título de comparação com os resultados do presente estudo, a Tabela 4.3 enumera estudos de AGB no cerrado brasileiro. A AGB total da formação campo limpo (7,71 $t.ha^{-1}$) foi, aproximadamente, o dobro do encontrado por Barbosa e Fearnside (2005) e Ottmar et al. (2001) em Roraima e Brasília, respectivamente. Outros estudos, contudo, encontraram valores em consonância com o presente estudo. A exemplo de Kauffman et al. (1994) e Ottmar et al. (2001) no Distrito Federal e em Goiás, respectivamente, que observaram AGB no intervalo de 7,13 – 16,57 $t.ha^{-1}$.

As estimativas de AGB em campo cerrado apresentaram uma variedade de valores, estimativas de 8,04 – 8,62 $t.ha^{-1}$ em Roraima e no Distrito Federal (BARBOSA; FEARNSIDE, 2005; KAUFFMAN et al. 1994) até valores de 23,70 – 39,05 $t.ha^{-1}$ encontrados entre Minas Gerais e a Bahia (Ottmar et al. 2001). A AGB do presente estudo (17,34 $t.ha^{-1}$) para campo cerrado está mais próxima ao encontrada por Ottmar et al. (2001) em unidades de conservação de Goiás e do Distrito Federal.

Tabela 4.3 - Exemplos de estimativas de biomassa acima do solo (AGB), cinzas, carbono ($t.ha^{-1}$), fator de combustão (%) e período sem queimadas em fitofisionomias do cerrado brasileiro.

Tipo de cerrado	Localização, Estado	AGB	Cinzas	Fator de combustão (β)	Carbono liberado	Anos sem queima	Referência
Campo limpo	Parque Nacional das Sempre-Vivas, MG	7,71	0,57	92,49	3,57	4	Presente estudo
Campo cerrado		17,34	0,59	39,79	3,43	4	
Campo limpo	Distrito Federal, DF	7,13	0,78	100	-	-	Kauffman et al. (1994)
Campo sujo		7,32	0,34	97	-	-	
Campo cerrado		8,62	1,05	72	-	-	
Cerrado *sensu stricto*		10,03	2,5	84	-	-	
Campo limpo	Roraima, RR	3,31	0,49	81,9	0,85	-	Barbosa e Fearnside, (2005)
Campo sujo		3,25	0,24	76,4	0,85	-	
Campo cerrado		8,04	0,32	49,1	1,47	-	
Cerrado *sensu stricto*		11,73	0,47	16,3	0,61	-	
Campo limpo	Reserva Ecológica do IBGE e Jardim Botânico de Brasília, DF	5,5	0,4	92	-	-	Castro e Kauffman, (1998)
Campo sujo		9,3	1,3	84	-	-	
Cerrado aberto[1]		24,8	2,2	54	-	-	
Cerrado denso		24,9	1,5	33	-	-	
Campo limpo	Reserva Ecológica do IBGE, DF	3,78	-	-	-	1	Ottmar et al. (2001)
		3,77	-	-	-	1	
	Parque Nacional das Emas, GO	7,37	-	-	-	1	
		9,24	-	-	-	3	
		13,02	-	-	-	2	
		16,57	-	-	-	3	
	Fazenda Água Limpa, DF	15,02	-	-	-	4	
		6,68	-	-	-	1	

Tipo de cerrado	Localização, Estado	AGB	Cinzas	Fator de combustão (β)	Carbono liberado	Anos sem queima	Referência
Campo sujo	Reserva Ecológica do IBGE, DF	11,07	-	-	-	1	
		15,77	-	-	-	20	
	Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, GO	7,44	-	-	-	2	
		12,17				2	
	Parque Nacional Grande Sertão Veredas, MG/BA	10,40	-	-	-	2	
	Parque Nacional das Emas, Goiás	12,12	-	-	-	3	
Cerrado ralo[1]	Parque Nacional Grande Sertão Veredas, MG/BA	12,55	-	-	-	2	
	Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, GO	15,25	-	-	-	2	
	Reserva Ecológica do IBGE, DF	15,42	-	-	-	3	
	Parque Nacional das Emas, GO	19,69	-	-	-	3	
	Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF	21,16	-	-	-	20	
	Parque Nacional Grande Sertão Veredas, MG/BA	23,70	-	-	-	2	
		24,88	-	-	-	2	
		27,86	-	-	-	1	
		39,05	-	-	-	2	
Cerrado *sensu stricto*	Reserva Ecológica do IBGE, DF	20,90	-	-	-	1	
		33,38	-	-	-	20	
	Parque Nacional Grande Sertão Veredas, MG/BA	25,22	-	-	-	2	
	Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, MT	47,69	-	-	-	2	
	Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF	58,01	-	-	-	>20	
		29,90	-	-	-	1	

Tipo de cerrado	Localização, Estado	AGB	Cinzas	Fator de combustão (β)	Carbono liberado	Anos sem queima	Referência
Cerrado denso[2]	Reserva Ecológica do IBGE, DF	35,88	-	-	-	6	
		67,47	-	-	-	20	
	Embrapa Cerrados - DF	71,89	-	-	-	21	
Cerrado *sensu stricto*	Curvelo, MG	73,96	-	-	-	-	Ribeiro et al. 2011

[1] Camada lenhosa torna-se mais densa que o campo sujo, com um aspecto mais fechado. Com árvores esparsas (campo cerrado).

[2] Formação arbórea de maior porte, com indivíduos atingindo 25 metros, apresentando um estrato graminoso desenvolvido e com arbustos esparsos (cerradão).

As distintas observações de AGB reflete a vasta extensão territorial do cerrado brasileiro, diferentes períodos sem queimadas, sazonalidade e a marcante singularidade entre os ambientes. Ainda, as diferenças nas estimativas podem ser devidas também às diferentes amostragens metodológicas e diferentes definições de ecossistemas (BARBOSA; FEARNSIDE, 2005; RIBEIRO et al. 2011).

A quantidade de material particulado grosso (cinzas) em campo limpo (0,57 $t.ha^{-1}$) do presente estudo está dentro do intervalo encontrado na literatura para a mesma formação, 0,4 - 0,78 $t.ha^{-1}$ (KAUFFMAN et al. 1994; CASTRO; KAUFFMAN, 1998; BARBOSA; FEARNSIDE, 2005). A quantidade de material particulado na formação campo cerrado (0,59 $t.ha^{-1}$) foi muito inferior ao encontrado por Castro e Kauffman (1998) (2,2 $t.ha^{-1}$) no Distrito Federal. Por outro lado, a estimativa do presente estudo foi superior, porém, mais próximo ao encontrado por Barbosa e Fearnside (2005) em Roraima para a mesma formação (0,32 $t.ha^{-1}$).

O fator de combustão estimado para a formação campo limpo (92,47%) foi similar ao encontrado por Castro e Kauffman, (1998) e coerente também com o valor estimado por Barbosa e Fearnside (2005), embora o valor encontrado por estes autores tenha sido 10% inferior ao do presente estudo. Para campo cerrado o valor estimado de 39,79% foi inferior a todos os fatores de combustão da Tabela 4.3, cujos fatores de combustão oscilaram entre 49,1 – 72%.

Como visto na Tabela 4.3, as estimativas de biomassa podem apresentar grandes diferenças entre localizações, como exemplo Barbosa e Fearnside (2005) que encontraram 3,31 $t.ha^{-1}$ de AGB para a formação campo limpo, enquanto o presente estudo para a mesma formação chegou a valor médio de 7,71 $t.ha^{-1}$, ou seja, este é 2,3 vezes maior que os valores determinados por Barbosa e Fearnside (2005) em enclaves do cerrado no norte do país. Contudo, essas discrepâncias também são observadas na mesma região e para as mesmas formações. Ottmar et al. (2001) encontraram estimativas de AGB variando de 7,37 – 16,57 $t.ha^{-1}$ em áreas de campo limpo no Parque Nacional das Emas, Goiás. Na Reserva Ecológica do IBGE no Distrito Federal, estes autores chegaram a valores entre 6,68 –15,77 $t.ha^{-1}$ para a formação campo sujo

e estimativas de 23,70 – 39,05 $t.ha^{-1}$ em áreas de campo cerrado no Parque Nacional Grande Sertão Veredas, entre os estados de Minas Gerais e Bahia.

O tempo transcorrido até a última queimada também apresenta grande efeito na AGB total (OTTMAR et al. 2001; MIRANDA et al. 2009). Áreas protegidas do fogo por muito tempo aumenta o estrato herbáceo, que são compostas por ervas gramíneas com alta produtividade e capacidade de acumular grande quantidade de material vegetal. O grande acúmulo desse material, aliado ao o período de estiagem aumenta a intensidade de fogo, o que resulta, consequentemente, no maior consumo de biomassa pela combustão. As duas áreas experimentais do presente estudo ficaram protegidas do fogo por 4 anos consecutivos. Esse fator explica, em partes, o fato da AGB encontrada em campo limpo do presente estudo ser, aproximadamente, duas vezes maior que a AGB encontrada por Ottmar et al. (2001) em uma área de campo limpo protegida do fogo por apenas um ano, por exemplo.

O fator de combustão é outro parâmetro fundamental nos modelos de emissões e que agrega distorções devido às diferentes estimativas. Muitos estudos empregam apenas o material combustível fino acima do solo para essas estimativas, consideram que é o material mais susceptível ao fogo. De fato, essa assertiva é verdadeira. Entretanto, o material lenhoso sofre danos com a passagem do fogo, a exemplo da necromassa e biomassa lenhosa do presente estudo que apresentaram fator de combustão de 7,14% e 0,99%, o que representa emissão de 0,005 e 0,015 $t.ha^{-1}$ de carbono, respectivamente (Tabela 4.1). Esses valores em termos absolutos por unidade de área podem ser insignificantes, contudo, quando se considera extensas áreas esses valores não podem ser desconsiderados.

Como exemplificado por Barbosa e Fearnside (2005), essas diferenças nas estimativas de AGB criam distorções nos cálculos de emissões de carbono quando se emprega valores genéricos para alimentar os modelos de emissões, seja em pequena ou grande escala. Normalmente, estimativas realizadas em determinadas regiões são adotadas como valores genéricos e são extrapoladas para outras regiões e em diferentes escalas, como é o caso do IPCC (1997), que

sugere o valor médio de 6,6 ±1,8 $t.ha^{-1}$ de AGB para savanas tropicais na América. Nesse sentido, é importante empregar valores regionalizados e específicos para a região de interesse, de modo a melhor representar a especificidade de cada região do cerrado.

4.2 Estimativa de emissões atmosféricas (Inventário Florestal)

A Tabela 4.4 apresenta as estimativas de emissões totais de gases traços e material particulado em áreas de campo limpo e campo cerrado no PNSV. Estes valores foram derivados a partir do produto da AGB, ponderado pelo fator de combustão (β) (Tabela 4.1) e fatores de emissão específicos para cada gás, compilados por Ward et al., (1992) em campo limpo e campo cerrado (EF_x) (Tabela 3.5).

A queimada controlada na área de campo limpo emitiu para a atmosfera um total de 12,43 $t.ha^{-1}$ de CO_2; 0,34 $t.ha^{-1}$ de CO; 0,01 $t.ha^{-1}$ de CH_4 e 0,01 $t.ha^{-1}$ de $PM_{2,5\mu m}$. Na fitofisionomia campo cerrado as emissões atmosféricas desses gases e do material particulado foram: 11,7 $t.ha^{-1}$ de CO_2; 0,47 $t.ha^{-1}$ de CO; 0,008 $t.ha^{-1}$ de CH_4 e 0,03 $t.ha^{-1}$ de $PM_{2,5\mu m}$.

Tabela 4.4 - Total de emissões atmosféricas bruta ($t.ha^{-1}$) em campo limpo e campo cerrado no Parque Nacional das Sempre-Vivas, MG.

		Campo limpo				Campo cerrado			
		CO_2	CO	CH_4	$PM_{2.5\mu m}$	CO_2	CO	CH_4	$PM_{2.5\mu m}$
Biomassa	Material fino	6,38 (5,85)	0,17 (0,16)	0,005 (0,004)	0,00750 (0,006)	5,95 (4,05)	0,24 (0,16)	0,004 (0,002)	0,015 (0,01)
	Material intermediário	0,07 (0,21)	0,002 (0,005)	0,00005 (0,0001)	0,00008 (0,0002)	0,69 (0,63)	0,03 (0,02)	0,0005 (0,0004)	0,0017 (0,0016)
	Material lenhoso	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,05 (0,03)	0,002 (0,001)	0,000036 (0,00002)	0,00013 (0,00009)
Subtotal Biomassa		6,45 (6,06)	0,18 (0,16)	0,005 (0,004)	0,007 (0,007)	6,70 (4,72)	0,27 (0,19)	0,0047 (0,003)	0,017 (0,011)
Necromassa	Material fino	5,98 (5,91)	0,16 (0,16)	0,005 (0,004)	0,007 (0,006)	4,85 (3,0)	0,19 (0,12)	0,0034 (0,002)	0,0123 (0,007)
	Material intermediário	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,11 (0,06)	0,004 (0,002)	0,00008 (0,00004)	0,0003 (0,0001)
	Material lenhoso	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,01 (0,009)	0,0007(0,0003)	0,000012 (0,000007)	0,00004 (0,00002)
Subtotal Necromassa		5,98 (5,91)	0,16 (0,16)	0,005 (0,004)	0,007 (0,006)	4,99 (3,08)	0,20 (0,12)	0,0035 (0,002)	0,012 (0,007)
Total		12,43 (11,98)	0,34 (0,33)	0,01 (0,009)	0,01 (0,01)	11,7 (7,80)	0,47 (0,31)	0,0082 (0,005)	0,03 (0,019)

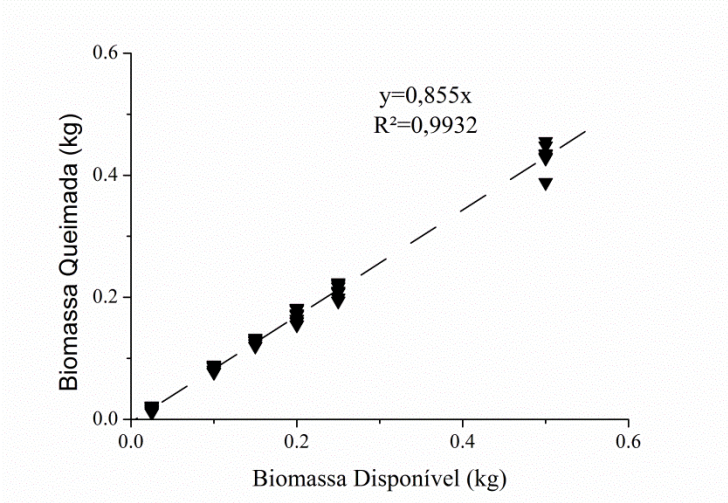
Fonte: Produção do autor.

4.3 Experimento de combustão em escala laboratorial

Após o processo de combustão de cada amostra de biomassa, coletou-se para a pesagem o material que não foi consumido e, assim, obteve-se a quantidade de material queimado. Dessa forma, foi possível construir a Figura 4.1 que mostra a relação entre a quantidade total de biomassa disponível e a quantidade de biomassa efetivamente queimada. Ressalta-se que foi definida a interseção no zero, pois se a variável independente (biomassa disponível) for zero, a variável dependente (biomassa queimada) também será zero.

O valor encontrado foi de 0,855, isso elucida que 85,5% da biomassa na área de campo limpo foi consumida após a passagem do fogo. Os coeficientes de determinação (R^2) e de correlação de Pearson (r) mostraram correlação linear forte (0,99), conforme o teste t com nível de significância de 0,05 (DANCEY; REIDY, 2005).

Figura 4.1 - Regressão linear relacionando o total de biomassa disponível para a queima e a quantidade de biomassa efetivamente queimada.



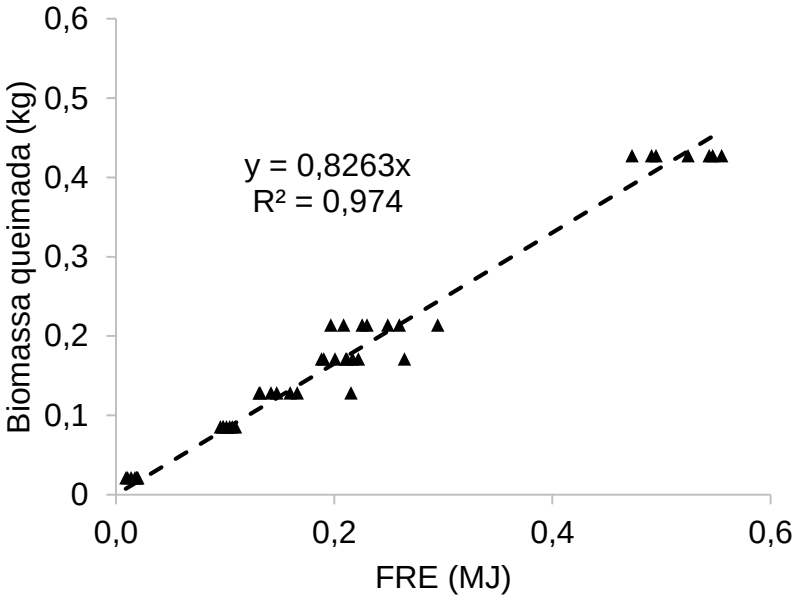
Fonte: Produção do autor.

O fator de combustão da fitofisionomia campo limpo estimado a partir do inventário florestal foi de 92,47%, diferença de 6,97% com o resultado do método câmera termal (laboratorial). Esta diferença pode ser avaliada como pequena ao considerar que o método laboratorial permite a condução do experimento de queimada em uma pequena área, o que torna o método mais rápido e menos dispendioso. Diferente do inventário florestal que exige a realização de duas

expedições de campo, inventário florestal antes e após o fogo. Ainda, é necessário à condução da queimada em ambiente natural, que pode ser inviável por motivos financeiros, logísticos e de recursos humanos.

A Figura 4.2 mostra a regressão linear entre a biomassa queimada e a FRE liberada durante o processo. É importante ressaltar que a biomassa total foi ponderada por 0,855, para que fosse utilizada apenas a biomassa consumida pela combustão. Também foi definida a interseção no zero, pois se a variável independente (FRE) for zero, a variável dependente (biomassa queimada) também será zero.

Figura 4.2 - Regressão linear entre a biomassa total consumida e a FRE liberada.



Regressão linear entre a biomassa total consumida e a FRE liberada durante o processo, medida pela câmera termal FLIR A310.
Fonte: Produção do autor.

O coeficiente de combustão foi de 0,8263 kg.MJ^{-1}, esse valor traduz a seguinte relação: a cada 0,8263 kg de biomassa queimada na área de campo limpo em estudo, 1 MJ é liberado. Os coeficientes de determinação e de correlação de Pearson mostraram correlação linear forte (0,97), conforme o teste t com nível de significância de 0,05.

Wooster et al. (2005) utilizaram espectrorradiômetro para mensurar a radiância emitida pela queima controlada da espécie *Miscanthus* de região savânica e encontraram coeficiente de 0,368 kg.MJ^{-1}. Ao utilizar espécies de gramíneas em um experimento de queima em laboratório, Pereira et al. (2012) encontraram coeficiente de 0,949 kg.MJ^{-1}. Freeborn et al. (2008) coletaram material vegetal em áreas florestais dos Estados Unidos, obtiveram valores de 0,453 kg.MJ^{-1}. Mataveli (2014) encontrou coeficiente de 0,57 kg.MJ^{-1} em um experimento de combustão em pequena escala utilizando como biomassa a palha da cana-de-açúcar.

O monitoramento de queimadas e emissões por satélites do projeto *Monitoring Atmospheric Composition and Climate* (MACC), que fornece previsões de qualidade do ar, empregou o coeficiente de combustão de 1,37 kg.MJ^{-1} (KAISER et al. 2009 e 2012). Este coeficiente visa superar os valores subestimados de emissões atmosféricas quando se usa o coeficiente de Wooster et al. (2005) em dados de satélites.

A partir das regressões lineares da FRE do *Global Fire Assimilation System* (GFAS) e as taxas de combustão do material vegetal seco do *Global Fire Emission Database* (GFED), o projeto MACC emprega coeficientes de combustão para oito tipos de cobertura da terra (Tabela 4.5).

Tabela 4.5 - Classe de cobertura da terra usada no GFAS associado ao coeficiente de combustão (Fbc) do GFED.

Classe de cobertura da terra	Fbc (kg.MJ^{-1})
Savana	0,78
Savana com solo orgânico	0,26
Agricultura	0,29
Agricultura com solo orgânico	0,13
Floresta tropical	0,96
Turfa	5,87
Floresta extratropical	0,49
Floresta extratropical com solo orgânico	1,55

Fonte: Kaiser et al. (2012).

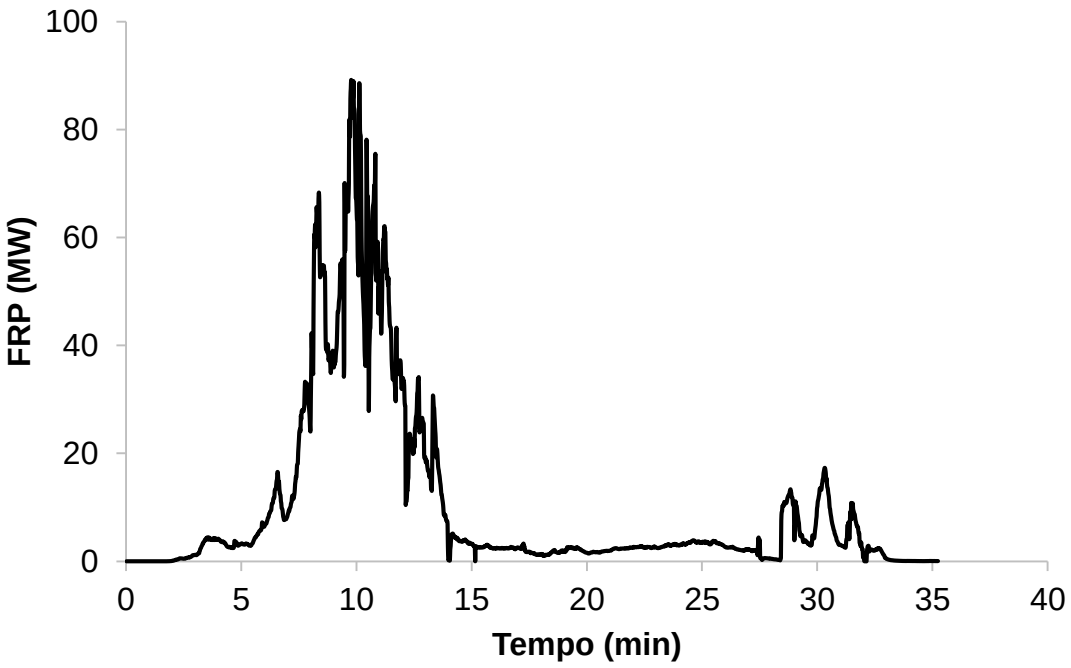
Em comparação com os coeficientes encontrados a partir de experimentos em regiões savânicas, o coeficiente de combustão do presente estudo (0,8263 kg.MJ^{-1}) foi 18% e 124% maior que o coeficiente do projeto MACC (0,78 kg.MJ^{-}

[1]) e o estimado por Wooster et al. (2005), respectivamente. O valor encontrado por Pereira et al. (2012) foi 15% maior que a do presente estudo. Essa diferença é derivada do tipo de material vegetal (densidade, umidade, por exemplo), condições meteorológicas, além das incertezas inerentes ao experimento, como a interferência da fumaça liberada e precisão do equipamento (PEREIRA et al. 2012).

4.4 Experimento de combustão em escala de campo

As medidas realizadas pela câmera termal permitem obter a FRE, que é derivada a partir da somatória das medidas instantâneas da FRP. A Figura 4.3 mostra a FRP obtida para cada instante do experimento sobre a área de campo limpo.

Figura 4.3 - Estimativa da FRP na área de campo limpo do PNSV.



Estimativa da FRP ao longo do processo de combustão da queimada controlada realizada na área de campo limpo no PNSV.
Fonte: Produção do autor.

As oscilações ao longo da curva são devido à heterogeneidade do ambiente natural, apesar da fitofisionomia da área ser exclusivamente campo limpo, interferência do vento, entre outros. A máxima FRP deste experimento foi 89,18 MW (794,89 K), que ocorreu aproximadamente após 10 min (586 s) do início do processo de ignição, até esse momento o processo de combustão foi de modo

geral crescente. Em seguida, a FRP diminui progressivamente até próximo de zero, aos 14 min (840 s). Em 28 min (1703 s) a FRP volta a ter um pequeno crescimento, FRP máxima de 17,31 MW (666,64 K). A FRE do experimento de queima nesta área foi de 21.350,60 MJ.

A temperatura média na área de campo limpo apresentou pequena oscilação ao longo do experimento (Tabela 4.6), comportamento de queimada também observado por Riggan et al. (2004). A FRP, de maneira oposta, exibiu variação significativa ao longo do experimento em resposta a mudança do tamanho da área de fogo ativo.

Tabela 4.6 - Progressão da FRP, temperatura e área em campo limpo.

Tempo	FRP (MW)		Temperatura (K)		Área (m²)	
	Média	Sdv	Média	Sdv	Média	Sdv
5’	1,43	1,61	438	130	260	265
10’	29,07	24,37	673	91	1870	940
15’	28,78	21,17	628	82	2540	1139
20’	2,13	0,54	535	21	458	121
25’	2,60	0,58	559	19	459	51
30’	3,79	3,28	553	60	564	282
35’14”	3,25	4,45	522	87	441	488

Média e desvio padrão da FRP (MW), temperatura (K) e área (m²) ao longo do experimento na área de campo limpo (Sdv - desvio padrão).

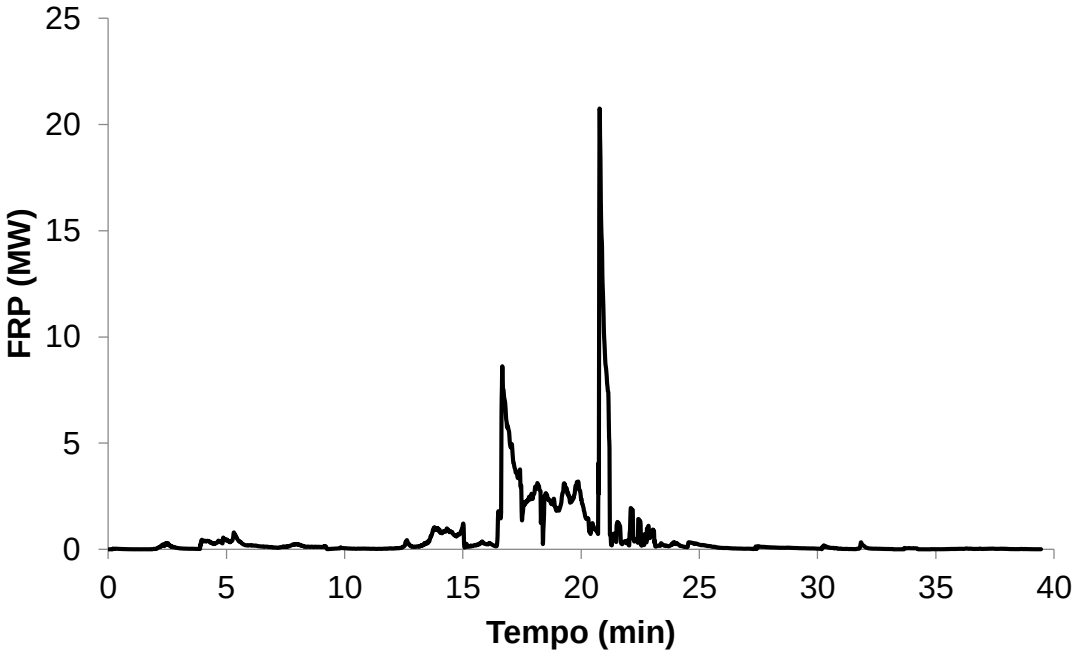
Fonte: Produção do autor.

Considerando o alcance máximo da temperatura dos incêndios, patamares de 1600 K (RIGGAN et al. 2004), o tamanho da área de fogo ativo torna-se preponderante no cálculo da FRP já que esta é altamente variável. Riggan et al. (2004) mensuraram a energia de incêndios e observaram que a temperatura do fogo ativo pode alcançar patamares de 1600 K. Esse resultado foi encontrado em uma área no Distrito Federal, composta por formações nativas do cerrado: campo limpo, campo sujo e campo cerrado.

A Figura 4.4, por sua vez, ilustra a FRP do experimento conduzido na área de campo cerrado. É possível observar a irregularidade da curva da FRP, isso devido à baixa inflamabilidade do material vegetal dessa área, aliado à alta umidade relativa do ar (80,7%) no dia do experimento.

Umidade do ar superior a 60% representa grande dificuldade de ignição, propagação e sustentação do fogo (RONDE et al. 1990). Outro fator preponderante é a interferência da cobertura vegetal, que atenua o sinal captado pela câmera termal. A máxima FRP foi de 20,75 MW (635,02 K), que ocorreu 21 min (1247 s) após o início do experimento, certamente esse pico ocorreu após aplicação de pinga-fogos. A FRE do experimento de queima nesta área foi de 1.334,60 MJ.

Figura 4.4 - Estimativa da FRP na área de campo cerrado do PNSV.



Estimativa da FRP ao longo do processo de combustão da queima controlada realizada na área de campo cerrado no PNSV.
Fonte: Produção do autor.

Na área de campo cerrado a temperatura média também apresentou pequena oscilação ao longo do experimento, enquanto a FRP exibiu variação significativa ao longo do experimento, mostrando que o tamanho da área de fogo ativo também foi preponderante nessa formação vegetal (Tabela 4.7).

Tabela 4.7 - Progressão da FRP, temperatura e área em campo cerrado.

Tempo	FRP (MW)		Temperatura (K)		Área (m²)	
	Média	Sdv	Média	Sdv	Média	Sdv
5’	0,11	0,14	446	69	33	40
10’	0,16	0,13	450	36	63	31
15’	0,29	0,34	451	42	90	87
20’	2,19	1,74	497	46	527	319
25’	1,55	3,33	456	48	365	426
30’	0,07	0,04	416	21	43	26
35’	0,03	0,04	401	32	19	17
39’33”	0,01	$8{,}5.10^{-03}$	414	12	9	4

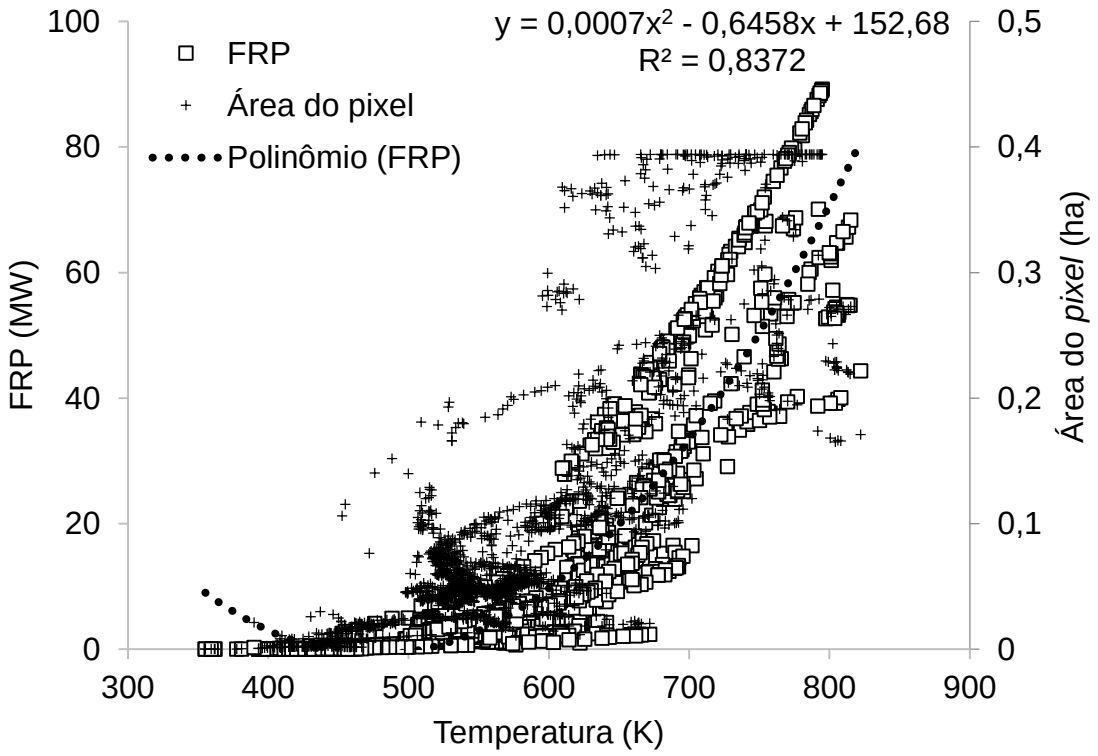
Média e desvio padrão da FRP (MW), temperatura (K) e área (m²) ao longo do experimento na área de campo cerrado (Sdv - desvio padrão).

Fonte: Produção do autor.

De forma oposta às gramíneas da área de campo limpo, que são referenciadas como tendo alta inflamabilidade, a composição vegetal da área de campo cerrado é formada por espécies com características morfofisiológicas que as conferem resistência ao fogo, como ritidoma e folhas espessas e suberosas (MIRANDA et al. 2002), o que atua retardando o processo de combustão. Ainda, a umidade relativa no momento do experimento na área de campo cerrado estava maior, cerca de 62,5%, ao passo que no momento do experimento na área de campo limpo a umidade relativa atingiu patamares de 49,5%, potencializando a inflamabilidade do material vegetal na área de campo limpo.

O comportamento da FRP (variável dependente) em relação à temperatura e área do *pixel* (variáveis independentes) na área de campo limpo está elucidado na Figura 4.5. A temperatura oscilou de 355,08 a 822,33 K, média de 573,92 K. A FRP apresentou valor constante até 600 K, aproximadamente, a partir de onde a FRP aumentou progressivamente, tendência de crescimento constante. Observou-se uma tendência polinomial quadrática nos dados ($p - valor < 0{,}05$; $\alpha = 0{,}05$ de significância), isso mostra que o crescimento da FRP nas temperaturas mais baixas não tem a mesma proporção sobre o aumento da temperatura. A partir de uma temperatura maior (600 K), a FRP apresentou aumento de forma proporcional ao aumento da temperatura e, então, essa relação assemelha-se a uma parábola com concavidade para cima ($a = 0{,}007$). A área do *pixel* apresentou comportamento semelhante à FRP, isso mostra que quanto maior a área do *pixel* com fogo ativo, maior é a FRP.

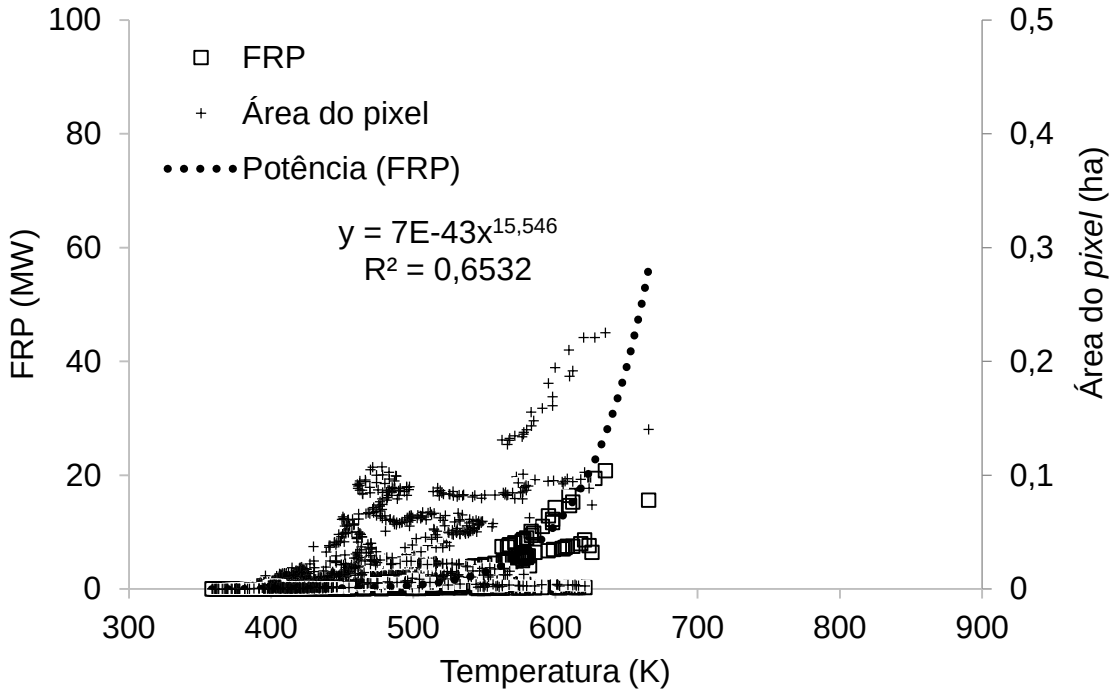
Figura 4.5 - Dispersão da temperatura (K), área do *pixel* (ha) e FRP (MW) em campo limpo.



Representação gráfica da relação temperatura/área/FRP na fitofisionomia campo limpo, obtida através do modelo não-linear sobre os valores observados.
Fonte: Produção do autor.

A Figura 4.6 mostra o comportamento da FRP em relação à temperatura e área do *pixel* em campo cerrado. A temperatura oscilou de 358,26 a 655,38 K, média de 443,63 K. A função potência foi o modelo que melhor se ajustou aos dados ($p - valor < 0{,}05$; $\alpha = 0{,}05$ de significância). Em campo cerrado a FRP apresentou valor constante até 550 K, a partir desta temperatura a FRP aumentou de forma acentuada, este comportamento também foi observado na fitofisionomia campo limpo. Ainda, a área do *pixel* com fogo ativo apresentou performance semelhante à FRP.

Figura 4.6 - Dispersão da temperatura (K), área do *pixel* (ha) e FRP (MW) em campo cerrado.



Representação gráfica da relação temperatura/área/FRP na fitofisionomia campo cerrado, obtida através do modelo não-linear sobre os valores observados.
Fonte: Produção do autor.

A máxima FRP registrada na área de campo limpo foi 329% maior que a máxima registrada na área de campo cerrado. Contudo, a diferença da temperatura não foi tão substancial, diferença de 25%, isso, pois, a área do *pixel* com fogo ativo em campo cerrado foi menor.

4.5 Estimativa de biomassa queimada e emissões atmosféricas (Campo)

O monitoramento da queimada controlada com a câmera termal permitiu derivar o total de biomassa queimada na área de campo limpo. Para a área de campo cerrado não foi obtido esse resultado, pois não foi possível realizar a queima controlada em esquema laboratorial.

Em campo limpo a área efetivamente queimada imageada pela câmera termal foi de 2,16 hectares, resultando em FRE de 21.350,60 MJ. Dessa forma, foram queimadas 17,64 t de biomassa na área recoberta pela câmera termal, o que corresponde a 8,16 $t.ha^{-1}$.

O total de biomassa queimada resultante do inventário florestal na área de campo limpo foi 7,13 t.ha^{-1}, conforme a Tabela 4.1, observa-se, então, uma diferença de 1,03 t.ha^{-1} entre as duas metodologias. A estimativa de biomassa queimada derivada a partir da FRE foi 14,4% maior que o resultado do inventário florestal. Esse resultado prova a robustez da estimativa realizada com a câmera termal, uma vez que esta derivação é realizada de forma indireta com o emprego da energia que é emitida pelo processo da combustão. Infere-se, então, a função direta da emissão de energia com a quantia de biomassa consumida, como também provado por Wooster (2002) e Wooster et al. (2004)

Muitos coeficientes de combustão encontram-se disponíveis e são usados de forma padrão em outros estudos. Nesse sentido, a Tabela 4.8 compara estimativas de biomassa queimada ($Mbiomassa$) a partir de coeficientes de combustão de outros estudos realizados em áreas savânicas. A FRE é a do presente estudo obtida pela câmera termal na área de campo limpo.

Tabela 4.8 - Tabela comparativa da quantidade de biomassa queimada a partir de coeficientes de outros estudos em áreas savânicas.

Autor	Fbc (kg.MJ^{-1})	$Mbiomassa$ (t.ha^{-1})	Diferença (%)
Presente estudo	0,8263	8,16	-
Wooster et al. 2005	0,368	3,63	124,5
Pereira et al. 2012	0,949	9,38	12,9

Fonte: Produção do autor.

Em comparação ao resultado do presente estudo, o coeficiente obtido por Wooster et al. (2005) resultou na maior diferença percentual de biomassa queimada, 124,5%. Esses autores utilizaram material combustível morto, a fim de simular a estação seca em áreas savânicas, período de maior incidência de queimadas, especificamente utilizavam uma gramínea perene (Miscanthus), além de material herbáceo e pedaços secos de madeira. A temperatura do período variou de 17 a 38ºC e umidade de 30 a 60%. Esses autores recomendaram o uso do coeficiente de combustão (0,368 kg.MJ^{-1}) quando não se tem informações sobre combustível em estudo. Contudo, como observado, o emprego desse coeficiente não seria representativo, pois agregaria erros significativos.

Com percentual de diferença de 12,9%, Pereira et al. (2012) conduziram o experimento de queimada usando um espectroradiômetro, Fieldspec Pro, no período noturno, de modo a evitar interferência de luz natural e artificial no sinal coletado. As condições meteorológicas eram de céu predominantemente limpo, temperatura de 20ºC e umidade relativa de 60%. O material vegetal utilizado foram gramíneas com ocorrência em áreas de campo limpo e pastagem no Pantanal Sul-Mato-Grossense exposto ao ambiente, a fim de reduzir a umidade e reproduzir período seco do referido bioma. Esse experimento se alinhou mais ao resultado do presente estudo.

As estimativas de emissões dos gases e do material particulado a partir da FRE na área de campo limpo resultaram em 14,25 $t.ha^{-1}$ CO_2; 0,396 $t.ha^{-1}$ CO; 0,011 $t.ha^{-1}$ CH_4 e 0,016 $t.ha^{-1}$ $PM_{2,5\mu m}$ (Tabela 4.9). A estimativa a partir da câmera termal foi, em geral, 14,64% maior do que as estimativas derivadas a partir do inventário florestal, esse percentual, representando 1,82 $t.ha^{-1}$ CO_2, 0,05 $t.ha^{-1}$ CO, $1,0.10^{-03}$ CH_4 e $2,0.10^{-03}$ $PM_{2.5\mu m}$.

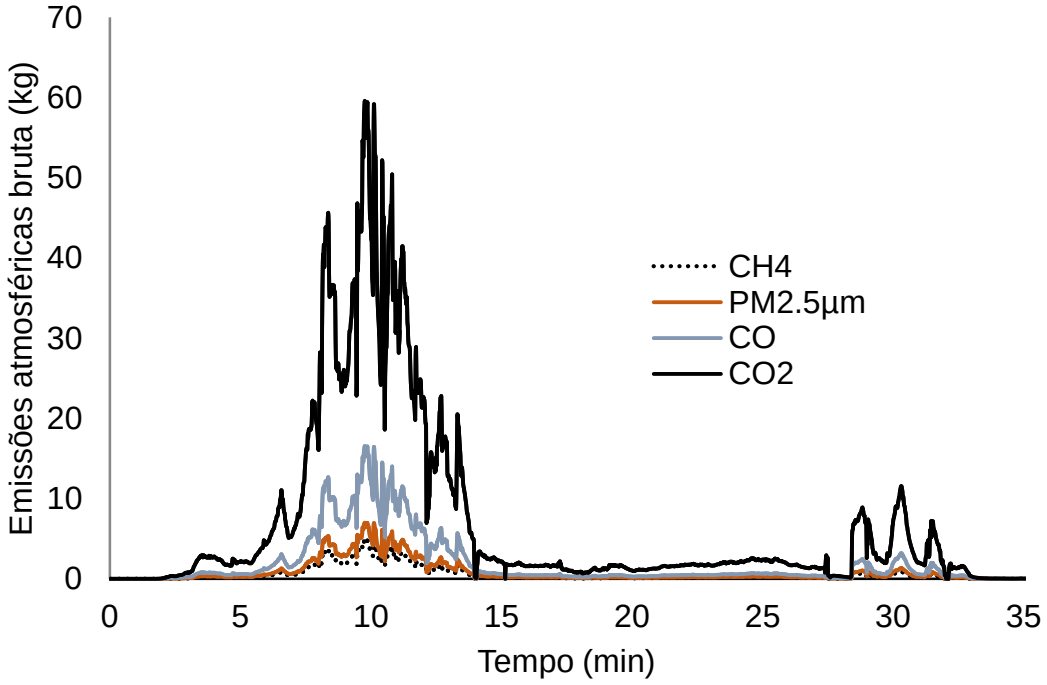
Tabela 4.9 - Comparação das estimativas de emissões atmosféricas bruta ($t.ha^{-1}$) obtidas através do inventário florestal e FRE.

	Campo limpo				Campo cerrado			
	CO_2	CO	CH_4	$PM_{2.5\mu m}$	CO_2	CO	CH_4	$PM_{2.5\mu m}$
Inventário Florestal	12,43	$3,4.10^{-01}$	$1,0.10^{-02}$	$1,4.10^{-02}$	11,7	$4,7.10^{-01}$	$8,2.10^{-03}$	$3,0.10^{-02}$
Câmera termal - FRE	14,25	$3,9.10^{-01}$	$1,1.10^{-02}$	$1,6.10^{-02}$	-	-	-	-
Diferença	1,82	$5,0.10^{-02}$	$1,0.10^{-03}$	$2,0.10^{-03}$	-	-	-	-

Fonte: Produção do autor.

A Figura 4.7 mostra as emissões atmosféricas brutas por minuto, durante o experimento com a câmera termal, o que mostra a relação direta entre a energia emitida durante a queima e as emissões. As espécies químicas CO, CH_4 e $PM_{2.5\mu m}$ foram multiplicadas por 10^{01}, 10^{02} e 10^{02}, respectivamente, de forma a manter a escala da referida figura e permitir a sua visualização.

Figura 4.7 - Emissões atmosféricas brutas por minuto.



Emissões atmosféricas brutas por minuto durante o experimento com a câmera termal na área de campo limpo.

Fonte: Produção do autor.

O experimento com a câmera termal supera muitas limitações das medições do inventário florestal, que é um procedimento mais moroso. Elimina, por exemplo, a necessidade de realizar dois inventários e a coleta de material para ser seco em laboratório.

Embora o uso da câmera termal tenha apresentado robustez nos resultados na área de campo limpo, esse tipo de metodologia também apresenta sérias limitações devido ao dinamismo, à cobertura espacial e à temporalidade das queimadas. Sensoriamento remoto orbital, portanto, é um caminho para superar essas limitações.

4.6 Estimativa de biomassa queimada e emissões atmosféricas (Dados Orbitais)

Os dados provenientes de sensores orbitais permitem modelar a queima de biomassa e de emissões atmosféricas. Dessa forma, o presente estudo conduziu as queimadas controladas em data e hora a coincidir com a passagem mais

próxima ao nadir dos sensores MODIS/Aqua e VIIRS/S-NPP, ainda, buscou dados das queimadas a partir do sensor geoestacionário SEVIRI/METEOSAT.

Os sensores MODIS e VIIRS apresentam alta resolução temporal, recobrimento duas vezes ao dia. Entretanto, foi obtido apenas um registro de FRP da queimada controlada na área de campo limpo, pois, devido às limitações técnicas de uma queimada de grandes proporções, o experimento durou 35 min na área de campo limpo e 40 min na área de campo cerrado.

Cabe destacar que esse período não foi contínuo, sendo necessário diversas intervenções para reativar o fogo, principalmente no campo cerrado. Dessa forma, não foi possível derivar a FRE, já que o registro de dado do sensor é instantâneo, fornecendo apenas a FRP. Nesse caso seria necessário mais de um registro da FRP, de forma a abranger todo o período da queimada.

Os satélites geoestacionários apresentam a vantagem de conseguir registrar todo o ciclo de vida da queimada, assim, seria possível derivar a FRE a partir do sensor SEVIRI que apresenta recobrimento a cada 15 min. Contudo, a temperatura da queimada nas duas áreas não foi suficientemente alta para sensibilizar o sinal no sensor, que é no mínimo 100 MW (ROBERTS et al. 2005).

Na área de campo cerrado, os sensores orbitais não foram capazes de registrar a FRP. A máxima FRP detectada pela câmera termal foi 20,75 MW (635,02 K). Conclui-se que as máximas temperaturas atingidas pela queima de biomassa não coincidiram com o momento da passagem dos satélites em questão. Portanto, o sinal não foi capaz de sensibilizar o sensor MODIS e VIIRS, que apresentam limiar mínimo de 10 MW para detectar o sinal da FRP. Essas informações permitem inferir sobre as limitações inerentes ao emprego dos dados orbitais. Queimadas de pequenas proporções, como as duas que foram realizadas no presente estudo, não seriam computadas em estimativas de emissões de gases, resultando em valores subestimados.

A Tabela 4.10 mostra a FRP registrada pelos sensores MODIS e VIIRS na área de campo limpo. Quando sensores com resolução espacial diferente detectam o mesmo fogo ativo, a resposta do sinal é diferente. No presente estudo, o sinal detectado pelo VIIRS/375 m foi de 19,4 MW, 39% maior que o sinal detectado

pelo VIIRS/750 m (11,8 MW). Schroeder et al. (2014) compararam os produtos de Fogo Ativo do VIIRS de 375 m e 750 m, observaram melhor performance do VIIRS/375 m ao detectar focos de calor, bem como melhor consistência no mapeamento de queimadas quando comparado com as estimativas obtidas através do MODIS.

Tabela 4.10 - FRP registrada pelos sensores VIIRS e MODIS na área de campo limpo.

Sensor	Versão	Resolução Espacial (m)	FRP (MW)
VIIRS	C6	375	19,4
VIIRS	C6	750	11,8
MODIS/Aqua	C5	1.000	15,7
MODIS/Aqua	C6	1.000	11,6

Fonte: Produção do autor.

O sinal detectado pelo MODIS/Aqua (C6) foi similar ao detectado pelo VIIRS/750 m (C6), isso devido às resoluções espaciais serem próximas e o método de derivação da FRP ser igual. Como relatado por Csiszar et al. (2014), avaliações preliminares mostraram que o produto Fogo Ativo do VIIRS 750 m apresentou bom desempenho e alta concordância com o mesmo produto do Aqua/MODIS.

O sinal detectado pelo sensor depende da dominância da temperatura em relação ao entorno. Sensores orbitais são capazes de detectar fogo ativo mesmo quando o fogo cobre uma área muito menor em comparação à resolução espacial do sensor, dependendo da dominância da temperatura em relação ao entorno (ROBINSON, 1991). Sensores com resolução espacial mais grosseira reduz o contraste dos *pixels* com fogo e *pixels* sem fogo (WOOSTER et al. 2005). Assim, a temperatura do fogo é mais atenuada pelo sensor de resolução espacial menor (BALL; PINKERTON, 2006), como foi observada no mesmo foco detectado pelo VIIRS de 375 m e de 750 m (Tabela 4.10).

Conforme Giglio et al. (2016), a versão *collection 6* dos produtos do MODIS, que utilizam o processamento do novo algoritmo de detecção de fogo ativo, resulta em FRP menor para *pixels* de fogo ativo, uma vez que essa nova abordagem visa dirimir falsos alarmes. Essa situação também foi observada no presente estudo, a FRP do MODIS/Aqua (C6) foi 35% menor que a FRP MODIS/Aqua (C5).

Os sensores com resolução espacial grosseira, a exemplo dos geoestacionários, são capazes de registrar o ciclo completo da FRP da queimada, permitindo, então, derivar a FRE (WOOSTER et al. 2005). Porém, apresentam a limitação na detecção de incêndios de tamanho reduzido e a baixa temperatura, como ocorreu na área de campo cerrado. Os sensores com alta resolução espacial são capazes de detectar focos menores e de temperatura menor, por outro lado, não permitem a obtenção da FRE de focos de curta duração e apresenta menor temperatura de saturação.

Esses sensores, com distintas especificidades, podem ser usados de forma conjugada, a fim de complementar e superar as limitações técnicas, como exemplo, ponto de saturação, resolução espacial e temporal e disponibilidade de imagens, fornecendo uma maior disponibilidade de dados para uma dada região.

Riggan et al. (2004) concluíram que a heterogeneidade e o dinamismo dos incêndios florestais requerem medições com alta resolução temporal e espacial, permitindo estimar com segurança os efeitos deste fenômeno no ambiente. Assim, o desenvolvimento de técnicas de sensoriamento remoto avança no sentido de obter dados com alta resolução espacial e temporal, como é o caso do programa de uma série de quatro satélites (GOES-R/S/T/U).

Em novembro de 2016 foi lançado o GOES-R, os dados ainda estão em testes preliminares, este satélite será denominado de GOES 16 quando estiver operacional. Essa família de satélites geoestacionários representa um avanço na detecção e estimativa da temperatura de queimadas, permitindo assim, a obtenção da FRE de queimadas que atualmente ainda é indetectável.

CAPÍTULO 5

5 CONCLUSÕES

Os resultados alcançados permitiram comparar a quantidade de biomassa consumida pelas queimadas e as emissões de gases e material particulado, a partir de duas metodologias distintas: inventário florestal e câmera termal. Este método utiliza a relação direta e positiva entre a energia radiativa emitida durante uma queimada e a quantidade de biomassa efetivamente consumida pela combustão, enquanto aquele realiza medições diretas *in situ* com corte e pesagem do material antes e depois da queimada. Esses resultados também permitiram analisar as implicações da escala de trabalho, no caso concreto de usar a câmera termal em campo e dados orbitais para derivar a FRE.

A área experimental em campo limpo e campo cerrado no PNSV apresentaram 7,71 e 17,34 $t.ha^{-1}$ de biomassa acima do solo, respectivamente. Os componentes finos representaram quase a totalidade da biomassa em campo limpo, correspondendo a 99,48%, enquanto que na formação campo cerrado os componentes finos representaram 72,08%. Apesar da diferença substancial de biomassa acima do solo entre as duas fitofisionomias, a quantidade de carbono disponibilizado para a atmosfera foi semelhante, 3,57 e 3,43 $t.ha^{-1}$ para campo limpo e campo cerrado, respectivamente. Isso mostra a maior inflamabilidade do material vegetal predominante (material fino) na área de campo limpo.

O fator de combustão do material vegetal coletado na área de campo limpo do PNSV, obtido através do experimento de combustão em pequena escala (laboratorial,) foi de 85,5%, ao passo que o fator de combustão obtido para a mesma formação vegetal pelo inventário florestal foi de 92,5%. Essa diferença é pequena, uma vez que as formas de obtenção são totalmente distintas e exige esforços diferentes de trabalho.

No mesmo procedimento de combustão laboratorial, o coeficiente de combustão foi de 0,8263 $kg.MJ^{-1}$, esse valor traduz que a cada 0,8263 kg de biomassa queimada na área de campo limpo em estudo, 1 MJ é liberado. Este coeficiente permitiu derivar a quantidade de biomassa queimada na área de campo limpo, e por meio desta, calcular a quantidade de emissões de gases traços e material

particulado. Este coeficiente poderá ser utilizado em modelos que visam estimar o volume de biomassa consumida e de emissões de gases a partir de queimadas em áreas que se assemelham a do presente estudo. O uso deste coeficiente deve ser feito de forma responsável, de modo a dirimir erros nas estimativas.

A coleta, por meio da câmera termal, da energia emitida durante a queimada controlada permitiu observar que em campo limpo a oscilação da emissão de energia comportou-se mais homogênea que em campo cerrado, pois nesta área o material vegetal apresenta menor inflamabilidade, aliado, ainda, a alta umidade relativa do ar (80,7%) no dia do experimento.

FRP de 89,18 MW (794,84 K) e 20,75 MW (635,02 K) foi o máximo registrado na fitofisionomia campo limpo e campo cerrado, respectivamente. A somatória da FRP ao longo do ciclo da queimada na área campo limpo, representado pela FRE, foi de 21.350,60 MJ, ao passo que na área de campo cerrado a FRE foi de 1.334,60 MJ.

Em campo limpo, queimou 17,64 t de biomassa na área recoberta pela câmera termal, o que corresponde a 8,16 $t.ha^{-1}$. O total de biomassa queimada resultante do inventário florestal na fitofisionomia campo limpo foi de 7,13 $t.ha^{-1.}$ Observa-se, então, uma diferença de 1,03 $t.ha^{-1}$ entre as duas metodologias. A estimativa de emissões de CO_2, CO, CH_4 e $PM_{2.5\mu m}$ a partir da câmera termal foi, em geral, 14,64% maior do que as estimativas derivadas a partir do inventário florestal.

Esse resultado prova a robustez da estimativa realizada com a câmera termal, isso se deve ao uso de dados com parametrização regional. Pois, como foi mostrado, o produto do coeficiente de Wooster et al. (2005) com a FRE do experimento de queimada controlada em campo limpo do presente estudo resultou em diferença percentual de 124,5% na estimativa de quantidade de biomassa queimada.

Obtiveram-se também dados das queimadas controladas a partir dos sensores MODIS/Aqua, VIIRS/S-NPP e SEVIRI/METEOSAT. Devido à pequena extensão das queimadas controladas e à rapidez com que a biomassa foi consumida pelo fogo, coletou-se apenas um registro de FRP a partir do MODIS/Aqua e VIIRS/S-NPP na área de campo limpo, não sendo, portanto, possível derivar a FRE. No

caso do satélite geoestacionário (METEOSAT) não se registrou nenhum dado, uma vez que a temperatura da queimada nas duas áreas não foi suficientemente alta para sensibilizar o sinal no sensor.

Os sensores com resolução espacial grosseira, a exemplo dos geoestacionários, são capazes de registrar o ciclo completo da queimada, permitindo derivar a FRE. Por outro lado tornam as queimadas de pequena magnitude indetectáveis. Atualmente os sensores com resolução espacial refinada são capazes de detectar focos menores e de temperatura menor, mas não permitem a obtenção da FRE de focos de curta duração devido à sua baixa resolução temporal. Esses sensores com distintas especificidades podem ser usados de forma conjugada a fim de complementar e superar as limitações técnicas, como exemplo ponto de saturação, resolução espacial e temporal e disponibilidade de imagens, fornecendo uma maior disponibilidade de dados para uma dada região.

A quantificação da biomassa queimada e das emissões de gases a partir de sensores orbitais tem encontrado dificuldades devido à combinação dos fatores de resolução espacial e temporal. A FRP é obtida instantaneamente, ou seja, é obtida quando o fogo está ativo, dessa forma, faz-se necessário, então, sensores orbitais que sejam capazes de registrar a FRP do ciclo de vida completo da queimada, que pode ser em questão de minutos, horas ou dias, conforme a magnitude da queimada. Ainda, sensores que consigam ser sensibilizados por queimadas de diferentes tamanhos e capazes de gerar dados em tempo quase real, de modo a alimentar modelos que visam fornecer informações de qualidade do ar.

O lançamento de novos sensores remotos, com melhor relação resolução espacial e temporal, como a série de quatro satélites (GOES-R/S/T/U), representa um novo caminho na obtenção de informações sobre as queimadas a partir da FRP, superando as limitações que essas estimativas esbarram com os sensores orbitais em operação atualmente. Esses recursos aumentarão a acurácia dos trabalhos de sensoriamento remoto realizados em escalas globais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AJTAY, G. L.; KETNER, P.; DUVIGNEAUD, P. Terrestrial primary production and phytomass. In: BOLIN, B.; DEGENS, E. T.; KEMPE, S.; KETNER, P. (Ed.). **The Global Carbon Cycle (SCOPE 13)**. Reino Unido, 1979. p. 129- 181.

ANDELA, N.; van der WERF, G. R.; KAISER, J. W.; van LEEUWEN, T. T.; WOOSTER, M. J.; LEHMANN, C. E. Biomass burning fuel consumption dynamics in the tropics and subtropics assessed from satellite. **Biogeosciences,** v. 13, p. 3717 - 3734, 2016.

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, MIT,1991. p. 2-21.

ANDREAE, M. O.; MERLET, P. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. **Global Biogeochemistry Cycles**, v. 4, n.15, p. 955-966, 2001.

ARAÚJO, T. M.; CARVALHO Jr., J. A.; HIGUCHI, N.; BRASIL Jr., A. C. P.; MESQUITA, A. L. A. A tropical rainforest clearing experiment by biomass burning in the state of Pará, Brazil. **Atmospheric Environment**, n. 33, p. 1991 – 1998, 1999.

BALL, M.; PINKERTON, H. Factors affecting the accuracy of thermal imaging cameras in volcanology. **Journal of Geophysical Research: Solid Earth**, v. 111, n. B11, 2006.

BARBOSA, R. I. **Savanas da Amazônia:** Emissão de Gases do Efeito Estufa (CO_2 e gases-traço) pela Queima e Decomposição da Biomassa Acima do Solo, sem a Troca do Uso da Terra, em Roraima, Brasil. 2001. 210 p. Tese (Doutorado em Biologia Tropical e Recursos Naturais) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade do Amazonas, Manaus, 2001.

BARBOSA, R. I.; FEARNSIDE, P. M. Fire frequency and area burned in the Roraima savannas of Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 204, n.371-384, 2005.

BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests:** a primer. Rome: FAO, 1997. 55 p.

BROWN, S.; GILLESPIE, A. J. R.; LUGO, A. E. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest Science**, v. 35, p. 881-902, 1989.

BROWN, S.; GILLESPIE, A. J. R.; LUGO, A. E. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest Science**, v. 35, p. 881-902, 1989.

CAO, C.; XIONG, J.; BLONSKI, S.; LIU, Q.; UPRETY, S.; SHAO, X.; BAI, Y.; WENG, F. Suomi NPP VIIRS sensor data record verification, validation, and long-term performance monitoring. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 118, n. 20, p. 11664-11678, 2013.

CAO, G.; ZHANG, X.; ZHENG, F. Inventory of black carbon and organic carbon emissions from China. **Atmospheric Environment**, v. 40, p. 6516–6527, 2006.

CASTRO, E. A.; KAUFFMAN, J. B. Ecosystem structure in the Brazilian cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. **Journal of Tropical Ecology**, v. 14, n. 3, p. 263-283, 1988.

CASTRO, E.A. **Biomass, nutrient pools and response to fire in the Brazilian cerrado**. 1996. Thesis (Master of Science) - Oregon State University, USA, 1996.

CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M. A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; FÖLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J. P.; NELSON, B. W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIÉRA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, p. 87-99, 2005.

COSTA, B. S. C. D.; FONSECA, E. L. D. The Use of Fire Radiative Power to Estimate the Biomass Consumption Coefficient for Temperate Grasslands in the Atlantic Forest Biome. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 32, n. 2, p. 255-260, 2017.

COSTA, C. M. R.; HERRMANN, G.; MARTINS, C. S.; LINS, L. V.; LAMAS, I. R. **Biodiversidade em Minas Gerais:** um atlas para sua conservação. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 1998. 92 p.

COUTINHO, L. M. Fire in the Ecology of Brazilian Cerrado. In: GOLDAMMER, J. G. (Ed.). **Fire in the tropical biota: Ecological processes and global challenges**. Berlin, 1990. p. 82-105.

CRUTZEN, P.J.; ANDREAE, M.O. Biomass burning in the tropics: Impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. **Science**, v. 250, n. 4988, p. 1669–1678, 1990.

CSISZAR, W. SCHROEDER, L. GIGLIO, E. ELLICOTT, K.P. VADREVU, C.O. JUSTICE, B. Wind Active fires from the Suomi NPP visible infrared imaging radiometer suite: product status and first evaluation results. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 119, p. 803–816, 2014.

DANCEY, C.; REIDY, J. **Estatística Sem Matemática para Psicologia:** Usando SPSS para Windows. Porto Alegre: Artmed. 2006.

DIXON, R.; BROWN, S.; HOUGHTON, R. E. A.; SOLOMON, A. M.; TREXLER, M. C.; WISNIEWSKI, J. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. **Science**, v. 263, n. 5144, p. 185-189, 1994.

DOZIER, J. A method for satellite identification of surface temperature fields of subpixel resolution. **Remote Sensing of Environment**, v. 11, p. 221-229, 1981.

ECKMAN, T. C.; STILL, C. J.; ROBERTS, D. A.; MICHAELSEN, J. C. variations in subpixel fire properties with season and land cover in southern Africa. **Earth Interactions**, v.4, n.6, p. 1-29, 2010.

EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, v. 38, p. 201- 341, 1972.

FEARNSIDE, P. M. Global warming and tropical land-use change: Greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. **Climate Change**, v. 46, n. 1-2, p. 115-158, 2000.

FEARNSIDE, P. M. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. **For. Ecol. Mgt**., v. 90, n. 1, p. 59-87, 1997.

FEREK, R.J.; REID, J.S.; HOBBS, P.V.; BLAKE, D.R.; LIOUSSE, C. Emission factors of hydrocarbons, halocarbons, trace gases, and particles from biomass burning in Brazil. J**. Geophys. Res.**, v. 103, p. 32107-32118, 1998.

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 JUNIOR, J. A. Pre-harvest sugarcane burning: determination of emission factors through laboratory measurements. **Atmosphere**, v. 3, n. 1, p. 164-180, 2012.

FRANÇA, H.; RAMOS NETO, M. B.; SETZER, A. O fogo no Parque Nacional das Emas. **Série Biodiversidade**, v. 27, 2007.

FREEBORN, P. H.; WOOSTER, M. J.; HAO, W. M.; RYAN, C. A.; NORDGREN, B. L.; BAKER, S. P.; ICHOKU, C. Relationships between energy release, fuel mass loss, and trace gas and aerosol emissions during laboratory biomass fires. **Journal of Geophysical Research**, v. 113, n. D1, 2008.

FREEBORN, P. H.; WOOSTER, M. J.; ROBERTS, G. Addressing the spatiotemporal sampling design of MODIS to provide estimates of the fire radiative energy emitted from Africa. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, p. 475–498, 2011.

FREITAS, S. R.; LONGO, K. M.; DIAS, M. A. F. S.; DIAS, P. L. Emissões de queimadas em ecossistemas da América do Sul.**Estudos avançados**, v. 19, n.53, p. 167-185, 2005.

FULLER, D. O.; PRINCE, S. D.; ASTLE, W. L. The influence of canopy strata on remotely sensed observations of savanna-woodlands. **Int. J. Remote Sens**., 18, 2985–3009, 1997.

GALVÃO, M. V.; NIMER. E. Clima. In: **Geografia do Brasil** – Grande Região Leste. IBGE, v. 5, n. 19, p. 91-139, 1965.

GIFFORD, R. **Carbon content of aboveground tissues of forest and woodland trees**.Camberra: Australian Greenhouse Office, 2000. 27p. National Carbon Accouting System Technical Report nº 22

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.

GIGLIO, L.; KENDALL, J. D.; JUSTICE, C. O. Evaluation of global fire detection algorithms using simulated AVHRR infrared data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 20, p. 1947–1985, 1999.

GIULIETTI, N.; GIULIETTI, A. M.; PIRANI, J. R.; MENEZES, N. L. D. Estudos em sempre-vivas: importância econômica do extrativismo em Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 1, n. 2, p. 179-193, 1988.

GONTIJO, B. M. Uma geografia para a Cadeia do Espinhaço. **Megadiversidade**. v. 4, n. 1-2, p. 7-15, 2008.

GOODLAND, R. A physiognomic analysis of the 'cerrado' vegetation of central Brasil. **Journal Ecology**, v. 59, p. 411-419, 1971.

GRACE, J.; SAN JOSE, J.; MEIR, P.; MIRANDA, H.S.; MONTES, R.A. Productivity and carbon fluxes of tropical savannas. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 387–400, 2006.

GUILD, L. S.; HLAVKA, C.A.; CHATFIELD, R. B.; BRASS, J. A.; SETZER, A.; PEREIRA, J. A. R.; RIGGAN, R. J. **Biomass burning emissions in the cerrado of Brazil computed with remote sensing data and GIS**. Paper presented at International Symposium on Resource and Environmental Monitoring, Rio de Janeiro, p. 26-30, 1994.

HALL, D. O.; SCURLOCK, J. M. Climatic change and productivity of natural grasslands. **Annals of Botany**, v. 67, p. 49–55, 1991.

HAO, W. M.; LIU, M. H.; CRUTZEN, P. J. Estimates of annual and regional releases of CO_2 and other trace gases to the atmosphere from fires in the tropics. Based on the FAO Statistics for the period 1975-80. In: GOLDAMMER, J. G. (Ed.). **Fire in the Tropical Biota.** Berlim, Alemanha, 1990. p. 440-462.

HARIDASAN, M. Solos do Distrito Federal In: PINTO, M. N. (Ed.). **Cerrado:** caracterização, ocupação e perspectivas. Universidade de Brasília, Brasília, 1993. p. 321-344.

HEIL, A.; KAISER, J. W.; van der WERF, G. R.; WOOSTER, M. J.; SCHULTZ, M. G.; DERNIER van der GON, H**. Assessment of the real-time fire emissions (GFASv0**) by MACC. Reading, UK: ECMWF, 2010. Tech. Memo. 628.

HIGUCHI, N.; CARVALHO JÚNIOR, J. A. Fitomassa e conteúdo de carbono de espécies arbóreas da Amazônia. In: SEMINÁRIO EMISSÃO x SEQÜESTRO

DE CO_2 – UMA NOVA OPORTUNIDADE DE NEGÓCIOS PARA O BRASIL, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: CVRD, 1994. p. 125-145.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R. J.; MINETTE, L.; BIOT, Y. Biomassa da parte aérea da vegetação de floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia Brasileira. **Acta Amazônica**, v. 28, p. 153-165, 1998.

HOUGHTON, R.A. As florestas e o ciclo de carbono global: armazenamento e emissões atuais. In: SEMINÁRIO EMISSÃO x SEQUESTRO DE CO_2 – UMA NOVA OPORTUNIDADE DE NEGOCIOS PARA O BRASIL, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: CURD, 1994. p. 38-76.

ICHOKU, C.; KAHN, R.; CHIN, M. Satellite contributions to the quantitative characterization of biomass burning for climate modeling. **Atmospheric Research**, v.111, p. 1-28, 2012.

ICHOKU, C.; KAUFMAN, Y. J. A method to derive smoke emission rates from MODIS fire radiative energy measurements. **IEEE Trans. on Geosc. & Rem. Sens.**, v. 43, n. 11, p. 2636-2649, 2005.

INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Greenhouse Gas Inventory: Reporting Instructions, v. 2. In: HOUGHTON, J. T.; MEIRA-FILHO, L. G.; LIM, B.; TRÉANTON, K.; MAMATY, I.; BONDUKI, Y.; GRIBBS, D. J.; CALLANDER, B. A. (Ed.). **Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Genebra, Suiça, 1997. p. 4.23-4.27.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Good practice guidance for land use, land-use change and forestry**., Hayama, JP: IPCC/OECD/IEA/IGES, 2003.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). The IPCC scientific assessment of climate change. In: HOUGHTON JT, JENKINS GJ & EPHARUMS JJ. (Eds.). Report of working group I. UK: Cambridge University Press, 1990. 365 p.

ITO, A.; PENNER, J. E. Global estimates of biomass burning emissions based on satellite imagery for the year 2000. **Journal Geophys. Res.**, v. 109, n. D14S05, 2004.

JUSTICE, C. O.; GIGLIO, L.; KORONTZI, S.; OWENS, J.; MORISETTE, J. T.; ROY, D. The MODIS fire products. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, n. 2, p. 244−262, 2002.

KAISER, J. W.; FLEMMING, J.; SCHULTZ, M. G.; SUTTIE, M.; ANDWOOSTER, M. J. **The MACC Global Fire Assimilation System: First Emission Products (GFASv0)**. Reading, UK: ECMWF, 2009. Tech. Memo.

KAISER, J. W.; HEIL, A.; ANDREAE, M. O.; BENEDETTI, A.; CHUBAROVA, N.; JONES, L.; MORCRETTE. J. J.; RAZINGER, M.; SCHULTZ, M. G.; SUTTIE, M.; van der WERF, G. R. Biomass burning emissions estimated with a global fire assimilation system based on observed fire radiative power. **Biogeosciences**, v.9, n.1, p. 527-554, 2012.

KAISER, J.W.; SCHULTZ, M. G.; GREGOIRE, J. M.; TEXTOR, C.; SOFIEV, M.; BARTHOLOME, E.; LEROY, M.; ENGELEN, R. J.; HOLLINGSWORTH, A. Observation requirements for global biomass burning emission monitoring. In: EUMETSAT MET. SAT. CONF., 2006, Helsinki, Finland. **Proceedings…** 2006.

KAUFFMAN, J.B.; CUMMINGS, D.L.; WARD, D.E. Relationships of fire, biomass and nutrients dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian Cerrado. **Journal Ecology**, v. 82, p. 519–531, 1994.

KAUFMAN, Y. J.; JUSTICE, C. O.; FLYNN, L. P.; KENDALL, E. M. P.; GIGLIO, L.; WARD, D. E.; MENZEL, W. P.; SETZER, A. W. Potential global fire monitoring from EOS-MODIS. **Journal of Geophysical Research**, v. 103, n. 24, p. 32215-32238, 1998.

KAUFMAN, Y. J.; REMER, L.; OTTMAR, R.; WARD, D.; RONG-R, L.; KLEIDMAN, R.; FRASER, R.; FLYNN, L.; MCDOUGAL, D.; SHELTON, G. Relationship between remotely sensed fire intensity and rate of emission of smoke: SCAR-C experiment. In: LEVINE, J. (Ed.). **Global Biomass Burning.** Maryland: MIT Press, 1996. p. 685-696.

KAUFMAN, Y. J.; SETZER, A.W.; JUSTICE, C.; TUCKER, C.J.; PEREIRA, M.C.; FUNG, I. Remote sensing of biomass burning in the tropics. In: GOLDAMMER, J.G. (Ed.) **Fire in the tropical biota**. New York, 1990. cap. 16, p. 371-399.

KORONTZI, S.; ROY, D.P.; JUSTICE. C.O.; WARD, D.E. Modeling and sensitivity analysis of fire emissions in southern African during SAFARI 2000. **Remote Sens. Environ.**, v. 92, p. 255–275, 2004.

KRUG, T.; FIGUEIREDO, H.; SANO, E.; ALMEIDA, C.; SANTOS, J.; MIRANDA, H.S.; SATO N.; ANDRADE. S. Emissões de gases de efeito estufa da queima de biomassa no Cerrado não antrópico utilizando dados orbitais. **Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa – relatórios de referência**. Brasília: Ministério de Ciência e Tecnologia (MCT), 2002.

KUMAR, S. S.; ROY, D. P.; BOSCHETTI, L.; KREMENS, R. Exploiting the power law distribution properties of satellite fire radiative power retrievals: A method to estimate fire radiative energy and biomass burned from sparse satellite observations, **J. Geophys. Res.**, v. 116, D19303, 2011.

LATORRE, M.L.; SHIMABUKURO, Y.E.; ANDERSON, L.O. Produtos para ecossistemas terrestres (MODLAND). In: RUDORFF, B.F.T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J.C. (Ed.). **O sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil.** São José dos Campos: Inpe, 2007. p. 23 – 36.

LIOUSSE, C.; DULAC, F.; CACHIER, H.; TANRÉ, D. Remote sensing of carbonaceous aerosol production by African savannas biomass burning. **Journal of Geophysical Research**, v. 102, n. D5. p. 5895-5911, 1997.

LORENZ, D. Temperature Measurements of Natural Surfaces Using Infrared Radiometers. **Applied Optics**.v.7, n.9, 1968.

LUKE, R. H.; MCARTHUR, A. G. **Bushfires in Australia***.* Canberra, Australian Government Publishing Service. 1978.

MACHADO, R. B.; RAMOS NETO, M. B.; PEREIRA, P.; CALDAS, E.; GONÇALVES, D.; SANTOS, N.; TABOR, K.; STEININGER, M. **Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro**. Brasília: Conservation International do Brasil, 2004. 22 p.

MATAVELI, G. A. V. **Análise da influência do ângulo de visada e do background na estimativa da potência radiativa do fogo**. 2014. 99 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2014. Disponível em: <http://urlib.net/8JMKD3MGP5W34M/3FNSAC8>.

MATAVELI, G. A. V.; OLIVEIRA, B. S.; PEREIRA, G.; MORAES, E. C. Determinação do coeficiente de biomassa consumida com o uso da energia radiativa do fogo a partir da queima da palha da cana-de-açúcar. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2013. p. 6612-6619.

MIRANDA, H. S.; SATO, M. N.; NETO, W. N.; AIRES, F. S. Fires in the cerrado, the Brazilian savanna. In: **Tropical fire ecology**. Berlin: Springer Berlin Heidelberg, 2009. p. 427-450.

MIRANDA, H.S.; BUSTAMANTE, M.M.C.; MIRANDA, A.C. 2002. THE FIRE FACTOR. IN: OLIVEIRA, P.S.; MARQUIS, R.J. (Ed.). **The Cerrados of Brazil:** ecology and natural history a Neotropical Savanna. New York: Columbia University Press, 2002. p. 51-68.

MORAIS, V. A.; MELLO, J. M.; GOMIDE, L. R.; SCOLFORO, J. R. S.; ARAÚJO E. J. G.; RUFINI, A.L. Influence of diameter measuring height on the adjustment of volume and biomass equations of cerrado in Minas gerais. **Ciênc. Agrotec.**, v.38, n. 3, p.230-239, 2014.

NEVES, S. C.; ALMEIDA-ABREU, P. A.; FRAGA, L. M. S. FISIOGRAFIA. IN: SILVA, A.C.; PEDREIRA, L.C.V.S.F.; ALMEIDA ABREU, P.A. **Serra do Espinhaço Meridional: Paisagens e Ambientes**. Belo Horizonte: O Lutador, 2005. 272 p.

OTTMAR, R.D.; VIHNANEK, R. E.; MIRANDA, H. S.; SATO, M. N.; ANDRADE, S. M. A. **Séries de estéreo-fotografias para quantificar a biomassa da vegetação do cerrado do Brasil Central**. USA: USDA, 2001. General Technical Report.

PAIVA, A. O.; REZENDE, A. V.; PEREIRA, R. S. Estoque de carbono em cerrado sensu stricto do Distrito Federal. **Rev. Árvore**, v.35, n.3, p. 527-538, 2011.

PALACIOS-ORUETA, A.; CHUVIECO, E.; PARRA, A.; CARMONA-MORENO, C. Biomass burning emissions: a review of models using remote sensing data. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 104, p. 189-209, 2005.

PEREIRA, G. **Estimativa e assimilação das emissões de gases traços e aerossóis de queimadas em modelos de química atmosférica**. 2013. 124p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2013. Disponível em: <http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3F9T392>.

PEREIRA, G. **O uso de satélites ambientais para a estimativa dos fluxos de gases traços e de aerossóis liberados na queima de biomassa e sua assimilação em modelos numéricos de qualidade do ar**. 2008. 105 p. (INPE-15390-TDI/1407). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos. 2008. Disponível em: <http://urlib.net/6qtX3pFwXQZGivnK2Y/T9JUG>.

PEREIRA, G.; CARDOZO, F. S.; SILVA, F. B.; MORAES, E. C.; FERREIRA, N. J.; FREITAS, S. R.; SHIMABUKURO, Y. E.; BREUNIG, F. M.; VIANA, D. R. Determinação e modelagem da taxa de consumo de biomassa queimada. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.27, n.1, p. 13-22, 2012.

PEREIRA, G.; FREITAS, S. R.; MORAES, E. C.; FERREIRA, N. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; RAO, V. B.; LONGO, K. M. Estimating trace gas and aerosol emissions over South America: Relationship between fire radiative energy released and aerosol optical depth observations. **Atmospheric Environment**, v.43, n.40, p. 6388-6397, 2009.

PEREIRA, G.; SIQUEIRA, R.; ROSÁRIO, N. E.; LONGO, K. L.; FREITAS, S. R.; CARDOZO, F. S.; Kaiser, J.W.; WOOSTER, M. J. Assessment of fire emissions inventories during the South American Biomass Burning Analysis (SAMBBA) experiment. **Atmospheric Chemistry and Physics**. v. 16, p. 6961–6975, 2016.

PEREIRA, J. M. C.; CHUVIECO, E.; BEAUDOIN, A.; DESBOIS, N. Remote sensing of burned areas: a review. In: CHUVIECO, E. (Ed.). **A review of remote sensing methods for the study of large wildland fires**. Alcalá de Henares, 1997. p. 127-183.

PIVELLO, V. R.; COUTINHO, L. M. Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian savanna). **Journal of Tropical Ecology**, v. 8, n. 04, p. 487-497, 1992.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURU, Y. E. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação**. São José dos Campos: A. Silva Vieira, 2007. 150 p.

PRINS, E. M.; FELTZ, J. M.; MENZEL, W. P.; WARD, D. E. An overview of GOES-8 diurnal fire and smoke results for SCAR-B and 1995 fire season in South America. **J. Geophys. Res**., v. 103, n. D24, p. 31.821–31.835, 1998.

RAPINI, A.; RIBEIRO, P.L.; LAMBERT, S.; PIRANI, J. R. A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. **Megadiversidade**, v. 4, p. 16-24, 2008.

REZENDE, A. V.; VALE, A. T.; SANQUETTA, C. R.; FIGUEIREDO FILHO, A.; FELFILI, J. M. Comparação de modelos matemáticos para estimativa do volume, biomassa e estoque de carbono da vegetação lenhosa de um cerrado sensu stricto em Brasília, DF. **Scientia Forestalis**, n. 71, p. 65-76, 2006.

RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S.; RATTER, J. A.; SOUSA-SILVA, J. C. Ocupação do bioma Cerrado e conservação da sua diversidade vegetal. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Org.). **CERRADO: Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. **Ecologia e flora**. Brasília: EMBRAPA, 2008. p. 152-212.

RIBEIRO, S. C.; FEHRMANN, L.; SOARES, C. P. B.; JACOVINE, L. A. G. KLEINN, C.; GASPAR, R. O. Above- and belowground biomass in a Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**, v. 262, p. 491–499, 2011.

RIGGAN, P. J.; TISSELL, R. G.; LOCKWOOD, R. N.; BRASS, J. A.; PEREIRA, J. A. R.; MIRANDA, H. S.; MIRANDA, A.C.; CAMPOS, T.; HIGGINS, R. Remote measurement of energy and carbon flux from wildfires in Brazil. **Ecol. Appl.**, v. 14, p. 855– 872, 2004.

RIVEIRA-LOMBARDI, R. J. **Estimativa de áreas queimadas com produtos MODIS como subsídio à estimativa de emissões de gases de efeito estufa pela queima de biomassa na amazônia e cerrado brasileiros**. 2009. 187 p. (INPE-15783-TDI/1526). Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, Brazil, 2009. Disponível em: <http://urlib.net/8JMKD3MGP8W/3573AP5>.

ROBERTS, G.; WOOSTER, M. J.; PERRY, G. L. W.; DRAKE, N.; REBELO, L. M.; DIPOTSO, F. Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: Application to southern Africa using geostationary SEVIRI imagery. **Journal of Geophysical Research**, v. 110, n. D21, D21111, 2005.

ROBINSON, J. M. Fire from Space - Global Fire Evaluation Using Infrared Remote-Sensing. **Int. J. Remote Sens.**, v. 12, p. 3– 24, 1991.

RONDE, C.; GOLDAMMER, J.G.; WADE, D.D.; SOARES, R.V. Prescribe fire in industrial plantations. In: GOLDAMMER, J.G. (Ed.). **Fire in the tropical biota**. New York: Springer Berlin Heidelberg, 1990. p. 216-272.

RUFINI, A.L. **Volumetria, peso de matéria seca, teor de tanino e cortiça para o Cerrado Sensu Stricto em Minas Gerais**. 2008. 264 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras (UFLA), Lavras, 2008.

SAATCHI, S.; HARRIS, N.L.; BROWN, S.; LEFSKY, M.; MITCHARD, E.; SALAS, W.; ZUTTA, B.R.; BUERMANN, W.; LEWIS, S.L.; HAGEN, S.; PETROVA, S.; WHITE, L.; SILMAN, M.; MOREL, A. Benchmark map of forest

carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proc. Natl. Acad. Sci.**, v. 108, n. 24, p. 9899-904, 2011.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 166, p. 113-124, 2010.

SANQUETTA, C. R. Métodos de determinação de biomassa florestal. In: SANQUETTA, C. R. et al. (Ed.). **As florestas e o carbono**. 2002. p. 119-140.

SANTOS, J. **Análise de modelos de regressão para estimar a fitomassa da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia brasileira**. 1996. 121 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, MG, 1996.

SAWYER, D. Fluxos de carbono na amazônia e no cerrado: um olhar socioecossistêmico. **Sociedade e Estado**, v. 24, n. 1, p. 149-171, 2009.

SCHREIER, S. F.; RICHTER, A.; SCHEPASCHENKO, D.; SHVIDENKO, A.; HILBOLL, A.; BURROWS, J. P. Differences in satellite-derived NO_x emission factors between Eurasian and North American boreal forest fires. **Atmospheric Environment**, v. 121, p. 55-65, 2015.

SCHREIER, S. F.; RICHTER, A.; SCHEPASCHENKO, D.; SHVIDENKO, A.; HILBOLL, A.; BURROWS, J. P. Differences in satellite-derived NO_x emission factors between Eurasian and North American boreal forest fires. **Atmospheric Environment**, v. 121, p. 55-65, 2015.

SCHROEDER, W.; CSISZAR, I.; GIGLIO, L.; SCHMIDT, C. C. On the use of fire radiative power, area, and temperature estimates to characterize biomass burning via moderate to coarse spatial resolution remote sensing data in the Brazilian Amazon. **J. Geophys. Res.**, v. 115, D21121, 2010.

SCHROEDER, W.; OLIVA, P.; GIGLIO, L.; CSISZAR, I. A. The New VIIRS 375 m active fire detection data product: Algorithm description and initial assessment. **Remote Sensing of Environment**, v. 143, p. 85–96, 2014.

SCHROEDER, W.; PRINS, E.; GIGLIO, L.; CSISZAR, I.; SCHMIDT, C.; MORISETTE, J. T.; 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.

SCOLFORO, J. R.; RUFINI, A. L.; MELLO, J. M.; OLIVEIRA, A. D.; SILVA, C. P.C. Equações para estimar o volume de madeira das fisionomias, em Minas Gerais. In: SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; ACERBI JÚNIOR, F. W. (Ed.). **Inventário florestal de Minas Gerais:** equações de volume, peso de matéria seca e carbono para diferentes fisionomias da flora nativa. Lavras: UFLA. 2008. p. 67-101.

SEILER, W.; CRUTZEN, P. J. Estimates of gross and net fluxes of carbon between the biosphere and atmosphere from biomass burning**. Clim. Change**. v. 2, p. 207–247, 1980.

SHI, Y.; MATSUNAGA, T.; SAITO, M.; YAMAGUCHI, Y.; CHEN, X. Comparison of global inventories of CO_2 emissions from biomass burning during 2002 - 2011 derived from multiple satellite products. **Environmental Pollution**, v. 206, p. 479 – 487, 2015.

SHI, Y.; SASAI, T.; YAMAGUCHI, Y. Spatio-temporal evaluation of carbon emissions from biomass burning in Southeast Asia during the period 2001 - 2010. **Ecol. Model**., v. 272, p. 98 - 115, 2014.

SOARES, C.P.B.; PAULA NETO, F.P.; SOUZA, A.L. **Dendrometria e Inventário Florestal**. 2. ed. Viçosa, MG: Editora UFV, 2011. 272p.

SOARES, J.V.; BATISTA, G.T.; SHUMABUKURO, Y.E. Histórico e descrição. In: RUDORFF, B.F.T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J.C. (Ed.): **O sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil.** São José dos Campos, 2007. p. 3 - 21.

SOMOGYI, Z.; CIENCIALA, E.; MÄKIPÄÄ, R.; MUUKKONEN, P.; LEHTONEN A.; WEISS, P. Indirect methods of large forest biomass estimation. **Europe Journal Forest Research**, v. 126, n. 2, p. 197-207, 2007.

SOUZA, G. M.; GURGEL, H. C.; CIAMP, P. M. Análise sazonal da vegetação do cerrado por meio de dados do sensor Modis no Distrito Federal (Brasil). **Boletim Goiano de Geografia**, v. 36, n. 3, p. 502-520, 2016.

van der WERF, G. R.; RANDERSON, J. T.; GIGLIO, L.; COLLATZ, G. J.; KASIBHATLA, P. S.; ARELLANO, A. F. Interannual variability in global biomass burning emissions from 1997 to 2004. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 6, n.1, p. 3423–3441, 2006.

van der WERF, G.R.; RANDERSON, J.T.; GIGLIO, L.; COLLATZ, G.J.; MU, M.; KASIBHATLA, P.S.; MORTON, D.C.; DEFRIES, R.S.; JIN, Y.; van LEEUWEN, T. T. Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997–2009). **Atmos. Chem. Phys.**, v. 10, p. 11707-11735, 2010.

VERMOTE, E.; ELLICOTT, E.; DUBOVIK, O.; LAPIONOK, T.; CHIN, M.; GIGLIO, L.; ROBERTS, G.J. An approach to estimate global biomass burning emissions of organic and black carbon from MODIS fire radiative power. **Journal of Geophysical Research**, v.114, n. D18, p. 1984-2012, 2009.

VOLLMER, M.; MÖLLMANN, K.P. **Infrared thermal imaging**. Weinheim: Wiley-VCH, 2010. p. 611.

WARD, D. E.; HAO, W. M.; SUSOTT, R. A.; BABBITT, R. E.; SHEA, R. W.; KAUFFMAN, J. B.; JUSTICE, C. O. Effect of fuel composition on combustion efficiency and emission factors for African savanna ecosystems. **Journal of Geophysical Research**, v.101, p. 23569 – 23576. 1996.

WARD, D. E.; SUSOTT, R. A.; KAUFFMAN, J. B.; BABBIT, R. E.; CUMMINGS, D. L.; DIAS, B.; HOLBEN, B. N.; KAUFMAN, Y. J.; RASMUSSEN, R. A.; SETZER, A. W. Smoke and Fire Characteristics for Cerrado and Deforestation

Burns in Brazil: BASE-B Experiment. **J. Geophys. Res.**, v. 97, n. D13, p. 14601-14619, 1992.

WHITBURN, S.; VAN DAMME, M.; KAISER, J.W.; van der WERF, G.R.; TURQUETY, S.; HURTMANS, D.; CLARISSE, L.; CLERBAUX, C.; COHEUR, P.F. Ammonia emissions in tropical biomass burning regions: Comparison between satellite-derived emissions and bottom-up fire inventories. **Atmospheric Environment**, v. 121, p. 42-54, 2015.

WOLFE, R. E.; LIN, G., NISHIHAMA, M.; TEWARI, K. P.; TILTON, J. C.; ISAACMAN, A. R. Suomi NPP VIIRS prelaunch and on-orbit geometric calibration and characterization. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 118, n. 20, 2013.

WOLFE, R. E.; NISHIHAMA, M.; FLEIG, A. J.; KUYPER, J. A.; ROY, D. P.; STOREY, J. C.; PATT, F. S. Achieving Sub-Pixel Geolocation Accuracy in Support of Modis Land Science. **Remote Sensing of Environment**, v. 83, n. 1-2, p.31– 49, 2002.

WOOSTER, M. J. Small-scale experimental testing of fire radiative energy for quantifying mass combusted in natural vegetation fires. **Geophysical Research Letters**, v.29, n.21, p. 23-1-23-4, 2002.

WOOSTER, M. J.; FREEBORN, P. H.; ARCHIBALD, S.; OPPENHEIMER, C.; ROBERTS, G. J.; SMITH, T. E. L.; GOVENDER, N.; BURTON, M.; PALUMBO, I. Field determination of biomass burning emission ratios and factors via open-path FTIR spectroscopy and fire radiative power assessment: head fire, backfire and residual smouldering combustion in African savannahs. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v.11, n.22, p. 11591-11615, 2011.

WOOSTER, M. J.; ROBERTS, G.; PERRY, G.; KAUFMAN, Y. J. Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: calibration relationships between biomass consumption and fire radiative energy release. **Journal of Geophysical Research**, v.110, n. D24, p. 83-107, 2005.

WOOSTER, M. J.; ZHUKOV, B.; OERTEL, D. Fire radiative energy for quantitative study of biomass burning: derivation from the BIRD experimental satellite and comparison to MODIS fire products. **Remote Sensing of Environment**, v.86, n.1, p. 83-107, 2003.

WOOSTER, M. J.; ZHUKOV, B.; OERTEL, D. Fire radiative energy for quantitative study of biomass burning: derivation from the BIRD experimental satellite and comparison to MODIS fire products. **Remote Sensing of Environment**, v. 86, p. 83–107, 2003.

WOOSTER, M.; XU, W.; NIGHTINGALE, T. Sentinel-3 SLSTR active fire detection and FRP product: pre-launch algorithm development and performance evaluation using MODIS and ASTER datasets. **Remote Sensing of Environment**, v. 120, p. 236–254, 2012.

YU, B.; CHEN, F.; SHIRAZI, Z. Impact of biomass fires on tropospheric nitrogen dioxide in South and Southeast Asia for the years from 2005 to 2014. **Applied Geography**, v. 86, p. 92-101, 2017.