

DAMARIS BENTO ORTÊNCIO DE OLIVEIRA

**CUSTOS DAS INTERNAÇÕES POR DOENÇAS DO APARELHO
RESPIRATÓRIO ASSOCIADAS A QUEIMADAS: O CASO DA
AMAZÔNIA LEGAL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Economia Aplicada, para a obtenção do título *Doctor Scientiae*.

Orientadores: José Gustavo Feres

Coorientador: Thiago Fonseca M. R. Silva

Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa

T

O48c
2019

Oliveira, Damaris Bento Ortêncio de, 1984-
Custos das internações por doenças do aparelho respiratório
associados a queimadas : o caso da Amazônia Legal / Damaris
Bento Ortêncio de Oliveira. – Viçosa, MG, 2019.
137 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui apêndices.

Orientador: José Gustavo Féres.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 79-91.

1. Hospitais - Utilização - Custos. 2. Queimadas -
Amazônia. 3. Poluição - Amazônia. 4. Doenças Respiratórias.
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Economia
Rural. Programa de Pós-Graduação em Economia Aplicada.
II. Título.

CDD 22. ed. 658.1552

DAMARIS BENTO ORTÊNCIO DE OLIVEIRA

**CUSTOS DAS INTERNAÇÕES POR DOENÇAS DO APARELHO
RESPIRATÓRIO ASSOCIADOS A QUEIMADAS: O CASO DA
AMAZÔNIA LEGAL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Economia Aplicada, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 08 de novembro de 2019.

Assentimento:



Damaris Bento Ortêncio de Oliveira
Autora



José Gustavo Féres
Orientador

*Dedico à minha família que foi meu alicerce
durante toda a minha caminhada, amo vocês.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus pelo dom da vida, por ter me oferecido a oportunidade de concluir esta etapa da minha caminhada acadêmica, e por cuidar de cada detalhe da minha vida, nunca deixando faltar nada. Obrigada meu Deus!

Agradeço aos meus pais Paulo Antônio de Oliveira e Hilda Braga Ortêncio de Oliveira, meus irmãos Israel Bento e Debora Bento e Minha Cunhada e Sobrinha Sthefanni Bento e Isabela Bento, sem vocês eu jamais teria alcançado o sucesso, são a minha base.

Aos meus amigos Gabriel Sampaio, Cláudia César e Pedro Queiroz pelos momentos de companheirismo e alegrias que compartilhamos, a caminhada foi mais tranquila ao lado de cada um de vocês. E aos demais colegas de doutorado que compartilharam seus dias de estudo e pareceria neste período.

Aos amigos que Viçosa me presenteou durante toda esta jornada, em especial a Nathalia Gurgel; Lorene Reis, Gleidson Junior, Bruna Colin, Rafaela Banhame, Jefferson Oliveira e Paulo Enrique Rosendo. E aos demais amigos que de modo direto e indireto me ajudaram nesta etapa como Mariana Ramon, Ivânia Carvalho, Cleiton de Freitas, Raul Angel, Nelson Banga, Kezia Gomes, Raquel Coutinho e Família, Elce Coutinho e muitos outros.

Ao meu orientador Professor Doutor José Gustavo Feres, obrigada pela dedicação, compreensão e acima de tudo por me mostrar o que é ser um excelente professor, sou grata pela tua vida e por tudo que pôde me ensinar nesse período, mesmo sendo muito ocupado dedicou tempo para me orientar, que Deus te abençoe grandemente. Ao meu co-orientador Professor Doutor Thiago Fonseca M. R da Silva por toda ajuda e dedicação, sem seus ensinamentos não seria possível concluir este trabalho, gratidão pela sua vida. Ao Professor Doutor Demerval Moreira pelas contribuições com a base de dados.

Aos professores que tive durante esse período, aos funcionários do DER, e aos membros da banca examinadora, Niágara Rodrigues, Leonardo Bornacki de Mattos e Elaine Aparecida Fernandes, pelas essenciais contribuições.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Economia Rural, por ter me dado à oportunidade de estudar o doutorado. E a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo auxílio financeiro imprescindível durante meu doutorado.

*É o Senhor Quem dá a sabedoria. Da Sua boca
vem à compreensão e a verdade.*

*Deus fará de você uma pessoa justa,
equilibrada e que sabe tomar decisões certas.*

*Porque a sabedoria estará no centro de sua
vida e você se alegrará em conhecer a verdade.*

Provérbios 2: 6; 9-10.

RESUMO

OLIVEIRA, Damaris Bento Ortêncio de, D.Sc, Universidade Federal de Viçosa, novembro de 2019. **Custos das internações por doenças do aparelho respiratório associadas a queimadas: o caso da Amazônia Legal.** Orientador: José Gustavo Feres. Coorientador: Thiago Fonseca Morello Ramalho Silva.

Ao longo dos anos, os incêndios florestais e queimadas vêm crescendo ao redor do mundo, e um dos fatores propulsores na geração de queimadas é à aceleração do processo de desmatamento da Amazônia Legal, principalmente devido à expansão da agropecuária. Com o aumento do processo de queima de biomassa, esta ação é responsável por grande parte da poluição do ar em países em desenvolvimento, sendo que a fuligem e a fumaça são as principais fontes de poluição atmosféricas nas cidades brasileiras, e ainda o Brasil apresenta cerca de 60% dos focos de queimadas da América latina entre os anos de 2009 a 2018. Isto leva a população a uma excessiva exposição aos poluentes, podendo gerar e agravar quadros de doenças do aparelho respiratório. Diante disso, o objetivo geral do trabalho foi verificar se o aumento das queimadas pode gerar variações no número e nos custos de internações por doenças do aparelho respiratório em casos relacionados a crianças, idosos e doenças pré-existentes. Ainda procurou verificar a relação temporal entre focos de queimadas, poluição e número de internações hospitalares por doenças do aparelho respiratório na Amazônia Legal Brasileira. A análise foi realizada em duas etapas, a primeira consiste em uma análise por dois estágios para os anos de 2008, 2010, 2012 e 2014, sendo que o primeiro estágio relacionou focos de queimadas com poluição (profundidade óptica de aerossóis – aod) e Material particulado (PM_{2,5}), com o modelo de dados em painel. O segundo estágio analisou a relação epidemiológica entre poluição de queimadas (aod) com número de internações hospitalares por doenças do aparelho respiratório, através do modelo de dados em painel para dados de contagem, e foi verificado também a relação custos de internações com poluição. Por fim, a segunda etapa foi realizada uma análise de efeito temporal, foi estimado um modelo vetorial auto-regressivo – VAR para os anos de 2009 a 2016. Os resultados da pesquisa mostraram uma relação positiva entre queimadas e poluição, tanto para aod quanto material particulado fino. A relação epidemiológica foi positiva quando considerada o total da população, idosos de 65 anos ou mais, casos de influenza e de pneumonia, para análise de custos, também concluiu-se que poluição afeta os custos de internações, exceto para crianças de 0 a 4 anos. Identificou-se ainda uma relação temporal entre focos de queimadas e poluição, e entre

poluição e internações por doenças do aparelho respiratório. A poluição apresentou relação temporal persistente com internações e com os custos, para o total da população e idosos. Os principais resultados da pesquisa são importantes por evidenciar que para o caso da Amazônia Legal brasileira, existe um impacto direto da poluição sobre a saúde humana, principalmente em idosos e pessoas com doença pré-existentes, além de que, tais impactos também estão associados a custos econômicos positivos quando ocorre aumento de queimadas. Além disto, queimadas afetam temporalmente a poluição fazendo com que esta permaneça na atmosfera por determinado período possibilitando que maior número de pessoas estejam expostas a poluentes emitidos em períodos anteriores.

Palavras-Chave: Queimadas. Poluição. Doenças Respiratórias.

ABSTRACT

OLIVEIRA, Damaris Bento Ortêncio de, D.Sc, Universidade Federal de Viçosa, November 2019. **Costs of hospitalizations for burned-out respiratory diseases: the case of the Legal Amazon.** Adviser: José Gustavo Feres. Co-adviser: Thiago Fonseca Morello Ramalho Silva.

Over the years, forest fires and wildfires have been growing around the world, and one of the driving factors in the generation of fires is the acceleration of the deforestation process of the Legal Amazon, mainly due to the expansion of agriculture. As the biomass burning process increases, this action is responsible for much of the air pollution in developing countries, with soot and smoke being the main sources of air pollution in Brazilian cities, and Brazil still has about 60% of the burn outbreaks in Latin America from 2009 to 2018. This leads to an excessive exposure to pollutants, which can lead to and aggravate respiratory diseases. Given this, the general objective of the study was to verify if the increase in burns can generate variations in the number and costs of hospitalizations for respiratory diseases in cases related to children, the elderly and pre-existing diseases. It also sought to verify the temporal relationship between fire outbreaks, pollution and number of hospitalizations for respiratory diseases in the Brazilian Legal Amazon. The analysis was performed in two stages, the first consists of a two-stage analysis for the years 2008, 2010, 2012 and 2014, and the first stage related foci of burns with pollution (aerosol optical depth - aod) and Material particulate matter (PM_{2.5}), with the panel data model. The second stage analyzed the epidemiological relationship between burn pollution (AOD) and number of hospitalizations for respiratory diseases, through the panel data model for counting data, and also verified the cost of hospitalizations with pollution. Finally, the second step was performed a temporal effect analysis, an autoregressive vector model - VAR was estimated for the years 2009 to 2016. The research results showed a positive relationship between burns and pollution, for both aod and material. fine particulate matter. The epidemiological relationship was positive when considering the total population, aged 65 years or older, cases of influenza and pneumonia. For cost analysis, it was also concluded that pollution affects hospitalization costs, except for children aged 0 to 4. years. It was also identified a temporal relationship between outbreaks of burns and pollution, and between pollution and hospitalizations for respiratory diseases. Pollution showed a persistent temporal relationship with hospitalizations and costs for the total population and the elderly. The main results of the research are important because it

shows that in the case of the Brazilian Legal Amazon, there is a direct impact of pollution on human health, especially in the elderly and people with pre-existing disease, and such impacts are also associated with positive economic costs when burns increase. In addition, burns temporarily affect the pollution causing it to remain in the atmosphere for a certain period allowing more people to be exposed to pollutants emitted in previous periods.

Keywords: Burned. Pollution. Respiratory diseases.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Número de focos de queimadas e incêndios florestais ao longo dos anos no mundo, na América Latina e no Brasil.	14
Figura 2 Especificação dos custos de mercado e custo não mercantis	24
Figura 3 Função Impulso resposta em aod(a) e nidar(b) de choque exógenos nos focos de queimadas, e resposta de nidar(c) à choques exógenos em Aod	70
Figura 4 Função Impulso resposta em número de internações por doenças do aparelho respiratório em crianças de 0 a 4 anos de idade para choques exógenos nos focos de queimadas e em profundidade óptica de aerossóis.....	71
Figura 5 Função Impulso resposta em número de internações por doenças do aparelho respiratório para pessoas de 65 anos ou mais para choques exógenos nos focos de queimadas e em profundidade óptica de aerossóis.....	72
Figura 6 Função Impulso resposta de Vdar a choque exógeno nos focos de queimadas e em aod	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Definição e Sumário das variáveis* para o estudo da Amazônia Legal	48
Tabela 2 Resultados da estimação do primeiro estágio com o modelo de efeito fixo para relação entre focos e AOD.....	50
Tabela 3 Resultados da estimação do primeiro estágio com o modelo de efeito fixo da relação entre focos e PM _{2,5}	53
Tabela 4 Estimações do segundo estágio	56
Tabela 5 Estimações modelos de efeito fixos para custos de internações.....	62

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	O problema e sua importância	16
1.2	Hipóteses	22
1.3	Objetivos	22
1.3.1	Objetivo Geral	22
1.3.2	Objetivos específicos.....	23
1.4	Descrição da estrutura da Tese	23
2	REFERENCIAL TEÓRICO	24
2.1	Modelo Teórico	24
3	METODOLOGIA	30
3.1	Metodologia empírica	30
3.2	Métodos Econométricos	32
3.2.1	Modelo de análise da relação entre focos de queimadas e concentrações de poluentes .	32
3.2.2	Método Econométrico para análise da relação entre poluição e internações por doenças do aparelho respiratório	36
3.2.3	Modelo para análise de dependência temporal de queimadas, poluição e doenças do aparelho respiratório.	40
3.3	Variáveis e fonte de dados	43
3.3.1	Escala.....	43
3.3.2	Variáveis para análise da relação entre focos de queimadas e poluição	44
3.3.3	Variáveis e fonte dos dados da análise da relação entre poluição e internações por doenças do aparelho respiratório	45
3.3.4	Variáveis e fonte dos dados da análise da relação custos de internações por doença do aparelho respiratório e poluição	46
3.3.5	Variáveis e fonte dos dados para análise de dependência temporal	47
4	ANÁLISE DOS RESULTADOS	49
4.1	Resultados da relação de focos de queimadas com poluição	49
4.2	Resultados da relação entre internações e poluição	55
4.3	Resultados da análise de dependência temporal entre temperatura, focos de queimadas, poluição e número/custos de internações hospitalares por doenças do aparelho respiratório	66

5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	75
	REFERENCIAS	78
	APÊNDICE A – ESTIMAÇÕES DO PRIMEIRO ESTÁGIO	91
	APÊNDICE B – ESTIMAÇÕES DO SEGUNDO ESTÁGIO.....	93
	APÊNDICE C – TESTES ESTATÍSTICOS E ESTIMAÇÕES DA ANÁLISE DE SÉRIES TEMPORAIS	113

1 INTRODUÇÃO

Os incêndios florestais e queimadas¹ constituem-se poderosos agentes modificadores de ecossistemas terrestres. Focos de incêndio representam um dos fatores mais relevantes na redução das florestas ao redor do mundo, gerando, ainda, destruição da fauna e flora, emissão de gases de efeitos estufa e poluentes, propagação descontrolada danificando floresta e ativos tangíveis como cercas, construções e animais, assoreamento de rios, lagos e lagoas, além de aceleração do processo de perda de nutrientes e erosão do solo (GONÇALVES, 2001; CARDOSO, 2003; LUCIARDO *et al.*, 2004).

Ao longo dos anos, um dos fatores propulsores em gerar queimadas foi o desmatamento visando à expansão da agropecuária, pois o fogo é utilizado como técnica de manejo (BARLOW, 2016). A queima controlada² por produtores rurais é muito comum em propriedades de médio e pequeno porte e o uso do fogo como técnica de manejo, vale ressaltar, gera diferentes impactos.

De acordo com Diaz *et al.* (2002), este tipo de cultura do fogo, no caso da Amazônia brasileira, está arraigado. Agricultores e fazendeiros utilizam queimadas controladas em suas propriedades com a finalidade de converter florestas em áreas de lavouras e pastagens, ou, em alguns casos, também como controle de proliferação de plantas invasoras.

A utilização deste método está relacionada à existência de benefícios associados à prática, tais como a eliminação de restos de culturas e de exploração florestal, renovação de pasto, eliminação de doenças e pragas na agropecuária, melhorias de pastagem, além do baixo custo no preparo dos terrenos para plantio, tanto para espécies agrícolas como florestais.

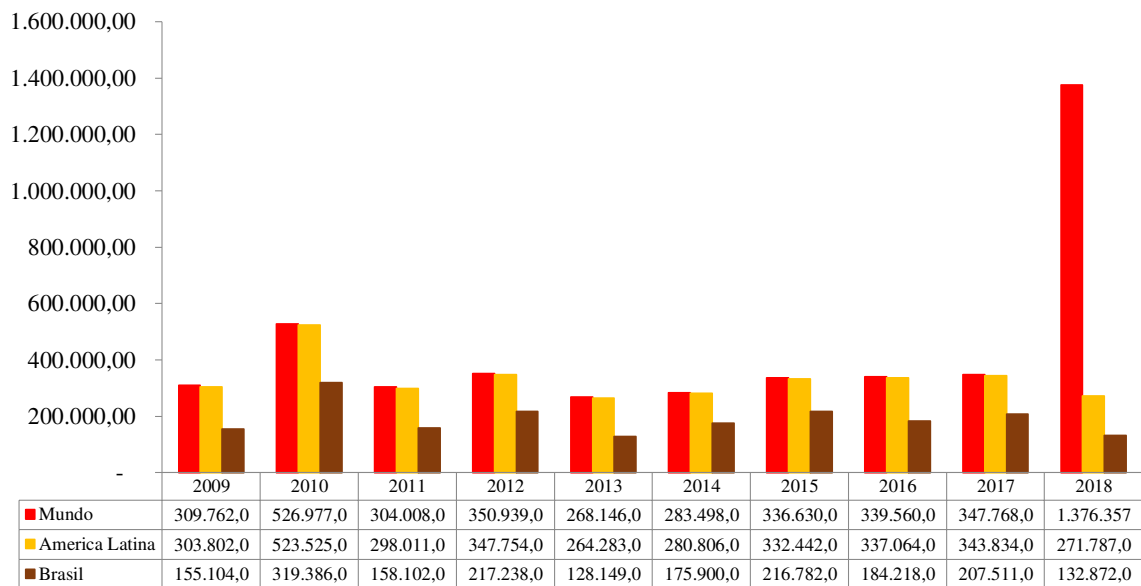
Além dos supostos benefícios mencionados, a queima controlada custa cerca de 10% menos que qualquer outro tratamento de preparo do solo para plantio, além de ser uma das poucas técnicas para terrenos acidentados (BATISTA, 1995; NEPSTAD *et al.*, 1999, 2001 e DIAZ *et al.*, 2002, MONTEIRO, PONCIANO e TOSTO, 2011; MOREIRA *et al.*, 2011; VOGELMANN, 2015; PAULETTO *et al.*, 2018). Entretanto, é fundamental pontuar que a queimada, quando realizada, incorre no risco da perda de controle, o que pode afetar propriedades vizinhas e provocar incêndios de média e grande proporções.

¹ A queimada é caracterizada pelo método que agricultores ou pecuaristas utilizam o fogo para limpar um terreno, para renovar o pasto ou preparar a terra para o plantio, sempre através da ação humana. Os incêndios florestais podem ser provenientes de uma queimada que saiu do controle ou da ação humana direta na queima da floresta, ou, por vezes, de fatores naturais de ocorrência acidental. (NEPSTAD *et al.* 1999; COCHRANE, 2009 e ROCHA, 2015). Nesta pesquisa, os termos, *queimadas* ou *incêndios* serão utilizados de modo amplo, considerando tanto as queimadas como os incêndios florestais, desconsiderando a diferenças conceituais.

² As autorizações de queima controlada são solicitadas pelos agricultores ou pecuaristas junto ao órgão responsável de cada estado brasileiro. Portanto, existem diretrizes nacionais que regem tal procedimento.

É razoável supor que os danos causados por queimadas, incluindo incêndios florestais e não-florestais, sejam proporcionais ao número de detecções de fogo por satélites (Mendonça *et al.*, 2005). Tais detecções, por sua vez, não têm decaído com o passar dos anos. Entre os anos de 2009 a 2018 foram registrados mais de 4 milhões de focos³ de incêndios em âmbito mundial, dentre os quais a América do Sul é responsável por cerca de 74% (3.303.308) (INPE, 2019). A Figura 1 apresenta o número de focos de queimadas que ocorreram ao longo dos anos de 2009 a 2018 a níveis mundiais, para América Latina e para o Brasil.

Figura 1 Número de focos de queimadas e incêndios florestais ao longo dos anos no mundo, na América Latina e no Brasil.



Fonte: Inpe (2019).

Na América do Sul, o Brasil é o país que tem maior número de focos, totalizando cerca de 57% (1.895.262) dos focos continentais e cerca de 42% dos focos mundiais. Em 2010 o Brasil respondeu por cerca de 60% dos focos mundiais e nos anos de 2012, 2015 e 2017, ultrapassou 200 mil focos, o que representa aproximadamente 60% dos focos mundiais. Ocorrendo uma redução substancial para o Brasil em 2018 mesmo este sendo o ano com maior níveis de queimadas mundiais⁴, onde o continente Africano neste ano foi responsável por mais de 70% de acordo com dados contabilizados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)

³ De acordo com o INPE (2017), um foco indica a existência de fogo em um elemento de resolução da imagem (pixels), que varia de 1 km x 1 km até 5 km x 4 km. Nestes pixels pode haver uma ou várias queimadas distintas cuja indicação será de um único foco.

⁴

Os estudos, de modo geral, se concentram nos impactos ambientais. Contudo, as queimadas não se limitam só a estes danos; elas podem atingir propriedades urbanas e rurais, causando perda de produção e danificando capitais fixos e ativos tangíveis (cercas, construções e animais).

Além disso, a liberação de poluentes afeta a saúde da população exposta à fumaça, o que possibilita assegurar que incêndios florestais geram impactos ambientais, sociais e econômicos (ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE – OMS, 2017). As queimadas, nesse sentido, são responsáveis pela produção de partículas de aerossol em escala continental na América do Sul e no Brasil e a fumaça por elas causadas impactam diretamente sobre a saúde da população exposta (PAINEL BRASILEIRO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS - PBMC, 2013).

Todavia, é necessário pontuar que nem todas as partículas existentes na atmosfera são provenientes de queimadas. As partículas de aerossóis presentes na atmosfera provêm tanto de fontes naturais como antrópicas. As fontes naturais são as erupções vulcânicas, poeira proveniente do solo, aerossol biogênico⁵ e as principais fontes antropogênicas são a queima de combustíveis fósseis, as mudanças do uso do solo e a queima de biomassa.

A poluição do ar ocasionada pela ação humana impacta a saúde devido à alta concentração de Material Particulado (PM), ozônio ao nível do solo (O₃), dióxido de nitrogênio (NO₂) e dióxido de enxofre (SO₂). Destaca-se, ainda no que se refere às fontes antrópicas, as emissões em áreas urbanas e as emissões de poluentes através de queimadas, sendo que esta última ocorre, principalmente, na fronteira agrícola na Amazônia. (POSCHL *et al.*, 2010; MARTIN *et al.*, 2010).

O aumento na poluição, pode gerar impactos negativos em diversas áreas da saúde humana, tais como a diminuição nos níveis de fertilidade da mulher, baixo peso ao nascer, comprometimento do desenvolvimento neurológico de recém-nascidos, além de poder causar doenças cardiorrespiratórias, câncer, doenças do aparelho respiratório e, ainda, agravar doenças respiratórias pré-existentes, o que, em consequência, gera aumento do número de internações hospitalares (OMS, 1999; TAN *et al.*, 2000, ARBEX *et al.*, 2004, PAINEL BRASILEIRO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS – PBMC, 2012 e MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA, 2019).

Além disso, com o aumento da frequência dos focos de incêndio e os potenciais prejuízos econômicos deles decorrentes, tem sido cada vez mais importante valorar o custo

⁵ Gases provenientes da decomposição da vegetação.

total de danos causados por incêndios florestais para dimensionar seus impactos econômicos, orientar a formulação de políticas de combate a incêndios e gerar medidas de redução de vulnerabilidade da população afetada (CAMPANHARO *et al.*, 2019, ARAGÃO *et al.*, 2018).

1.1 O problema e sua importância

A poluição pode ser definida como toda substância que altere os fatores do sistema do meio ambiente, afetando as espécies dependentes dele. Existem diversas fontes de poluição que geram, por sua vez, distintos tipos de poluição, dentre as quais se destacam a poluição na água, no solo, no ar, a sonora e a térmica, que são determinantes para a sobrevivência de qualquer espécie no planeta terra (DERISIO, 2016).

A partir da Revolução Industrial, houve uma aceleração no processo de emissão de poluentes, antes limitado apenas ao uso doméstico de combustíveis vegetais e minerais e as emissões vulcânicas intermitentes (ARBEX *et al.*, 2012). Em contrapartida, há, atualmente, diversos fatores que podem influenciar as concentrações de poluentes na atmosfera. Características como localização, volume das emissões, topografia, se as emissões são de fontes fixas ou móveis e a existência de vento.

Além disso, as características químicas de cada poluente são fatores a serem considerados, pois determinam a vida útil dos poluentes na atmosfera, bem como sua capacidade de se converter em poluentes secundários (PAINEL BRASILEIRO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS – PBMC, 2012).

A aceleração do processo de queima de biomassa é um fator de grande importância responsável por grande parte da poluição do ar em países em desenvolvimento, sendo que a fuligem e a fumaça são as principais fontes de poluição atmosféricas nas cidades brasileiras (ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE – OMS, 1999 e AMBIENTE BRASIL, 2005; CACURO e WALDMAN, 2015; METAVELI *et al.*, 2018).

Um exemplo ocorreu no ano de 2016, quando imagens de satélites do INPE detectaram nuvens de fumaça cobrindo mais de dois milhões de quilômetros quadrados e múltiplos focos no norte do Mato Grosso, no sul do Pará e em quase todo estado de Rondônia. Este excesso de queimadas na região amazônica foi responsável por dois bilhões de toneladas de dióxido de carbono, 40 milhões de toneladas de monóxido de carbono e seis milhões de toneladas de poeira e fuligem, o que equivale à quantidade de poluentes emitidos pela cidade de São Paulo nos últimos 70 anos (INPE, 2016; SUPER INTERESSANTE, 2016).

Em virtude da grande quantidade de queimadas, os níveis de emissões de poluição do ar aumentam, os impactos negativos sobre a saúde respiratória vão se agravando gradativamente, segundo Dos Santos Gonçalves (2012) inicialmente, existe uma redução da função pulmonar e a maior parte da população exposta à poluição (fumaça) sofre os impactos. Posteriormente, ocorrem os primeiros sintomas respiratórios, os quais levam às limitações funcionais e, a partir deste momento, o indivíduo procura atendimentos de emergência, o que pode gerar admissões hospitalares e, em casos de agravamento do quadro clínico, ou seja, em casos de exposição a níveis elevados de concentração de poluentes, o indivíduo pode vir a óbito, o que evidencia a preocupação no estudo e controle de tais efeitos sobre a população.

As doenças respiratórias representam um problema mundial, uma vez que centenas de milhões de pessoas em todos os países do mundo sofrem destas doenças, dentre as quais mais de 500 milhões vivem em países em desenvolvimento. Segundo o estudo de Asher *et al.* (1995), o Brasil é o oitavo país no mundo com prevalência de asma, responsável por 273 mil internações só em 2007, o que gerou um custo de R\$98,6 milhões ao Sistema Único de Saúde-SUS (BRASIL, 2010).

Isto é evidente dentro da população residente da Amazônia Legal que fica exposta à fumaça, o que impacta diretamente a saúde da população. Entre todas as doenças⁶ do CID 10, as doenças do aparelho respiratório representaram 12,20%, entre os anos de 2009 a 2018. Entre as crianças de 0 a 4 anos de idade estão 39,71% (733.045) das internações e idosos de 65 anos ou mais corresponderam a 16,88% (311.606), o que totaliza mais da metade da população da Amazônia Legal (56,60%).

A literatura epidemiológica⁷ evidencia que a poluição do ar pode afetar diversas áreas da saúde humana. Conforme Tan *et al.* (2000), a exposição à poluição gerada pela queima de biomassa está associada com um aumento na contagem de glóbulos brancos⁸, o que pode contribuir para a patogênese da morbidade cardiorrespiratória. Esses resultados foram

⁶ As categorias que contemplam outras: XV. Gravidez, parto e puerpério (27%), IV. Doenças endócrinas nutricionais e metabólicas (2,05%), XVI. Algumas infecções originadas no período perinatal (1,89%), XIII. Doenças sist. osteomuscular e tec. conjuntivo (1,18%), XVIII. Sint. Sinais e achados anormais ex. clín. e laborat. (1,07%), VI. Doenças do sistema nervoso (0,97%), V. Transtornos mentais e comportamentais (0,90%), III. Doenças sangue órgãos hemat e transt imunitár (0,70%), XVII. Malf cong deformid e anomalias cromossômicas (0,50%), VII. Doenças do olho e anexos (0,31%), VIII. Doenças do ouvido e da apófise mastoide (0,10%) e XX. Causas externas de morbidade e mortalidade (0,03%).

⁷ É a ciência que se propõe a estudar de modo quantitativo a distribuição dos fenômenos de saúde/doença, e seus diversos fatores condicionantes e determinantes nas populações humanas. Ou seja, a ciência das epidemias tem como pressuposto básico o entendimento de que eventos podem estar relacionados à saúde, como doenças, seus determinantes e o uso de serviços. (PEREIRA, 1995).

⁸ O aumento de glóbulos brancos, em geral, ocorre por uma resposta normal do corpo para ajudar a combater uma infecção. (TAN *et al.*, 2000).

confirmados por Eeden *et al.* (2001) e Navrud (2001), que também encontraram evidências de impactos sobre saúde cardiorrespiratória.

Todavia, os estudos que buscam analisar os impactos de queimadas sobre a saúde humana, em sua maioria, focam em doenças do aparelho respiratório, isto é, buscam analisar a relação epidemiológica de mortalidade, aumento de internações hospitalares e piora no quadro de pessoas com doenças pré-existentes do aparelho respiratório ocasionadas pela exposição à fumaça de queimadas. Como os estudos de Duclos, Sanderson e Lipsett (1990), Johnston *et al.* (2012), Lipsett *et al.* (1994), que analisaram o aumento da procura por atendimento de emergência devido a doenças respiratórias. Os autores concluíram seus estudos afirmando que as emissões causadas pelo fogo são um importante contribuinte para a mortalidade global.

Já as pesquisas de Aditama (2000), Kunni *et al.* (2002) e Jayachandran (2009) confirmaram que ocorrem impactos maiores para os casos de Infecções Respiratória Aguda – IRA, bem como a piora na situação de pessoas com doenças preexistentes, o que também foi confirmando por Lipsett *et al.* (1994). Existem, ainda, estudos que buscaram analisar o impacto de tipos específicos de doenças, como doença cardiopulmonar crônica, influenza e asma (POPE, 2000 e JOHNSTON *et al.*, 2002).

Outros estudos, relacionados à Austrália, aos Estados Unidos, à Índia, à Malásia, entre outros países, buscaram avaliar o impacto de um grande ou de múltiplos incêndios sobre a saúde humana, durante e após a ocorrência dos incidentes. Os resultados encontrados apontaram uma relação positiva entre poluição e agravamento da saúde respiratória, internações hospitalares e até mortalidade, tendo como fator agravante para busca por atendimento hospitalar o período de ocorrência dos incêndios (SASTRY, 2002; JOHNSTON *et al.*, 2002; JOHNSTON *et al.*, 2006; CHEN, VERALL e TONG, 2006, THAM *et al.*, 2009; MORGAN *et al.*, 2010; CRABBE, 2012; ANALITIS *et al.*, 2011).

Para Emanuel (2000), o aumento de emissões $50/m^3$ nos níveis de partículas de moda grossa PM_{10} está estatisticamente associado a aumentos de doenças no trato respiratório. Ou seja, incêndios grandes emitem mais poluição, agravando a saúde da população exposta. No que diz respeito ao Brasil, as análises se concentraram em municípios ou estados que compõem a Amazônia Legal. De acordo com o Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia – IPAM (2019), a Floresta Amazônica representa um terço das florestas tropicais do mundo, contendo, assim, a metade da biodiversidade do planeta.

Dessa forma, a floresta desempenha importante papel na manutenção de serviços ecológicos, através da garantia da qualidade do solo, dos estoques de água doce, e ainda, do processo de transpiração e evaporação da floresta, auxiliando no equilíbrio climático que, por

sua vez, é fundamental para atividades econômicas, como agricultura e pecuária, predominantes na região.

A Amazônia Legal é composta por oito estados e parte do Maranhão, possui cinco milhões de Km², o que corresponde a 59% do território brasileiro. Cerca de 24 milhões de pessoas residem no território da Amazônia Legal brasileira (IBGE, 2019).

Além disso, estudar aspectos relacionados à Amazônia Legal é relevante devido a questões que se referem a sua representatividade ecossistêmica e à quantidade elevada de focos de queimadas. De todos os focos registrados no Brasil entre os anos de 2009 a 2018, em média 66,27% ocorreram na Amazônia Legal, o que representa 8,11% das queimadas mundiais.

NEPSTAD *et al.* (1999) ainda destacam que os incêndios na Amazônia produzem grandes quantidades de fumaça, o que pode impactar no fechamento de aeroportos, provocar colisões no tráfego e levar milhares de pessoas com asma e bronquite aos hospitais. Em um panorama geral, é evidente que a população da Amazônia Legal está exposta à fumaça de queimadas frequentemente. Os números apresentados entre os anos de 2009 a 2018, pelo Ministério da Saúde - DATASUS (2019), mostram que ocorreram 865.682 mortes e 12.945.568 casos de internações causados por doenças do aparelho respiratório.

O estudo de Ignotti *et al.* (2010a) analisou todas as microrregiões da Amazônia Legal, avaliando o impacto de particulados sobre a saúde humana. A pesquisa obteve resultados significativos associando doenças respiratórias à ocorrência de incêndios, evidenciando que existem grupos etários mais vulneráveis.

Outros estudos mostram que para os estados e municípios da Amazônia Legal, como para o caso do estado de Mato Grosso houve um aumento no atendimento hospitalar por doenças do aparelho respiratório dado o aumento de queimadas (SALDANHA e BOTELHO, 2008; IGNOTTI *et al.*, 2010b; SILVA, 2010 e OLIVEIRA, 2011). De modo geral, os resultados apontam que o incremento de níveis de poluição aumenta as internações hospitalares e os atendimentos ambulatoriais por doenças respiratórias, principalmente em crianças e idosos.

Na região norte, os estudos de Lanzieri (2008) e Mascarenhas *et al.* (2008), que analisaram o município de Rio Branco, capital do Acre, revelaram um aumento da procura por atendimento de emergência devido a doenças respiratórias nos dias com maiores níveis de poluição. Foi observada, ainda, maior incidência de doenças respiratórias em crianças menores de 10 anos e a correlação positiva entre a concentração de particulados de atendimentos por asma.

Em relação a Manaus, o estudo de Andrade (2011) também confirma os resultados anteriores, em que o aumento de focos de queimadas apresenta associação direta com as taxas de internações hospitalares. Os estudos realizados a partir da relação entre poluição e saúde humana são, em sua maioria, investigações com foco epidemiológico, conforme autores citados, embora também haja pesquisas que buscam mensurar os impactos econômicos dessa relação (DE MENDONÇA *et al.*, 2004, RANGEL e VOLG, 2016, DERYUGINA *et al.*, 2016).

Os impactos negativos da poluição ao ar livre sobre saúde humana levam a um alto custo econômico. A Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico – OCDE (2016) afirma que, em 2010, o custo em dólares dos impactos na saúde causados pela poluição nos países da OCDE (incluindo mortes e doenças) foi de US\$ 1,7 trilhão. Já na República Popular da China, o custo foi estimado em US\$ 1,4 trilhão e, na Índia, em US\$ 0,5 trilhão.

No Brasil, o problema de doenças do aparelho respiratório vem crescendo e tornando-se cada vez mais preocupante. O valor total gasto em reais pelo Sistema Único de Saúde (SUS) com doenças do aparelho respiratório, entre os anos de 2009 a 2018, foi de R\$12, 4 bilhões. Na Amazônia Legal, os gastos totais chegam a R\$ 1,6 bilhão, considerando apenas os associados a internações hospitalares.

Diante disso, é importante mensurar os custos associados a internações e mortalidade. Nesse sentido, diversos estudos também buscaram mensurar e avaliar os custos associados à morbidade ocasionada por doenças respiratórias por exposição à fumaça de queimadas.

Os estudos de Martin *et al.* (2007) e Moeltner *et al.* (2013) verificaram os custos dos efeitos de grandes incêndios sobre a saúde respiratória e cardíaca nos Estados Unidos. Os resultados do trabalho de Moeltner *et al.* (2013) mostram que um adicional de cada 100 acres a mais de queimadas gera um custo no tratamento para pacientes internados por doenças respiratórias agudas entre US\$60 e US\$ 210 dólares, a depender da distância da ocorrência do fogo e do combustível queimado. Para diferentes doenças, os valores variaram de US\$ 70 a US\$ 260 dólares. No ano de 2008, os custos totais de internações foram de, aproximadamente, US\$ 2,2 milhões de dólares, associado ao aumento de 100 acres de queimadas.

Para os casos de mortalidade, os custos econômicos associados à exposição à fumaça de incêndios florestais variaram em dólares entre US\$ 172,9 milhões e US\$ 1,729 bilhão, considerando que idosos apresentam maior sensibilidade aos efeitos da fumaça de queimadas (KOCHI *et al.*, 2012). Em complemento, o estudo de Ostro e Chestnut (1998) mostraram que

a disponibilidade dos indivíduos em pagar para uma redução ao risco de mortalidade varia entre US\$ 200 a US\$ 500 dólares, mas para os idosos, este valor é 25% menor do que para adultos em idade de trabalhar.

Para análise com foco na saúde respiratória de crianças, a pesquisa de Richardson *et al.* (2012) estimou um custo em dólar de US\$ 9,50 por dia para cada criança exposta. Para casos de internações por bronquite infantil agravada por exposição à fumaça de incêndio no Canadá, Rittmaster *et al.* (2006) afirmam que os custos mínimos e máximos foram de CAN\$ 150 e CAN\$ 460 dólares canadenses, respectivamente.

Já na Índia, Patankar e Trivedi (2011) concluíram que o principal componente de gastos por exposição à fumaça de queimadas é realizado pelo próprio paciente, o que reflete as limitações no sistema público de saúde.

Os estudos econômicos cujo objetivo consiste em analisar os custos associados a impactos econômicos das queimadas sobre a saúde humana têm como trabalho mais abrangente a pesquisa de Diaz *et al.* (2002), que avaliou, na perspectiva da Amazônia Legal, diversos tipos de custos relacionados à saúde humana gerados por queimadas.

Os autores apontaram que, entre os anos de 1998 e 1999, a população da Amazônia Legal esteve disposta a pagar o equivalente a US\$7,4 milhões de dólares para reduzir sua exposição à fumaça de queimadas. As estimativas de gastos evitados com internações, vale mencionar, apresentaram custo médio anualmente em dólares de US\$1,7 milhão.

Da mesma maneira, De Mendonça, Sachsida e Loureiro (2006) também focaram na Amazônia; entretanto, seus estudos voltaram-se aos anos de 1996 a 2000. Os autores estimaram que os custos totais com tratamento hospitalar para morbidade associado às doenças respiratórias variaram entre US\$870 mil à US\$2.5 milhões de dólares, sendo os custos crescentes de acordo com os anos mencionados. A pesquisa pontua, ainda, que os danos totais são compostos pelo custo privado de perdas de atividades somado às despesas de tratamento a saúde.

Por fim, Fernandez (2008) avaliou a relação da poluição atmosférica da queima da cana de açúcar sobre as internações hospitalares, gerando custos para a população de Ribeirão Preto, São Paulo, e os valores estimados indicam que a população esteve disposta a pagar para redução de exposição à fumaça da queima da cana de açúcar cerca de R\$180 milhões, em relação aos anos de 2009 a 2017.

Uma das grandes dificuldades encontradas nos estudos que buscam mensurar a relação entre queimadas e saúde humana diz respeito aos fatores que podem impactar de modo exógeno tais variáveis. Pesquisas afirmam que o tamanho da queimada, a velocidade, a

direção de vento e as variáveis climáticas são fatores determinantes na relação da poluição causada por queimadas sobre as doenças respiratórias. Afirmam, além disso, que os maiores efeitos são de curto prazo, devido ao fato de que esse tipo de poluição se dissipa rapidamente na atmosfera. Em complemento à literatura já existente, de modo amplo, este estudo busca verificar a relação entre poluição e queimadas e, então, dimensionar os efeitos da fumaça gerada por queimadas sobre o aumento no número de internações por doenças do aparelho respiratório.

A pesquisa busca, ainda, verificar como essa relação ocorre em casos de crianças, idosos e em casos de doenças como influenza e pneumonia. Espera-se contribuir, também, com uma análise da inter-relação de poluição gerada por queimadas e custos de internações hospitalares por doenças do aparelho respiratório.

É importante mencionar que, no que diz respeito ao Brasil e à Amazônia Legal, ainda não há registros de pesquisas que mensurem conjuntamente o número e o custo de internações em relação a diferentes faixas etárias e tipos de doenças. Essa pesquisa busca, por fim, identificar a existência de um efeito temporal persistente entre focos de queimadas, poluição e internações por doenças do aparelho respiratório para a Amazônia Legal, análise, como já pontuado, ainda não encontrada na literatura.

1.2 Hipóteses

Nesse estudo, trabalha –se com as seguintes hipóteses:

- i) O aumento de queimadas está associado a um maior nível de poluição;
- ii) Maiores níveis de poluição contribuem para o aumento do número de internações por doenças do aparelho respiratório, principalmente em crianças e idosos;
- iii) Níveis mais elevados de poluição geram aumento nos custos de internações hospitalares por doenças do aparelho respiratório;

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo Geral

O objetivo geral consiste em verificar se o aumento das queimadas pode gerar variações no número e nos custos de internações por doenças do aparelho respiratório em casos relacionados a crianças, idosos e doenças pré-existentes para os anos de 2009 a 2016.

1.3.2 Objetivos específicos

- a) Avaliar a relação entre focos de queimadas e concentração de poluentes;
- b) Verificar a relação epidemiológica entre fumaça de queimadas e internações por doenças do aparelho respiratório;
- c) Verificar o aumento de custos de internações por doenças do aparelho respiratório associados ao aumento de poluição gerado por queimadas;
- d) Identificar inter-relação, ao longo do tempo, de aumento de focos de queimadas sobre aumento de poluição e, ainda, sobre o número de internações por doenças do aparelho respiratório e elevação nos custos associados a este tipo de internação.

1.4 Descrição da estrutura da Tese

Essa pesquisa é constituída por outros quatro capítulos, além dessa parte introdutória. O segundo capítulo apresenta o referencial teórico; o terceiro aborda a metodologia empírica e econométrica, mostrando os procedimentos realizados para alcançar os resultados da pesquisa, e ainda apresenta a base de dados utilizada. O quarto capítulo apresenta os principais resultados encontrados na pesquisa e o quinto apresenta a conclusão geral.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Modelo Teórico

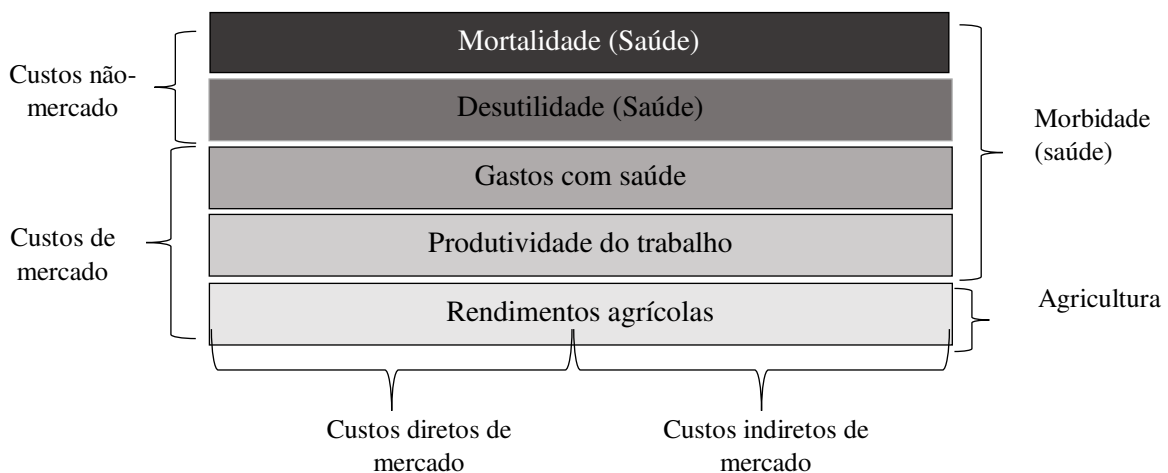
Ao longo dos anos, economistas buscaram mensurar os impactos econômicos associados a queimadas e incêndios florestais sobre a saúde humana. Os trabalhos iniciais consideraram que a saúde é vista como uma forma de capital humano (MUSHKIN 1962, BECKER 1964 e FUCHS 1966).

Todavia, o interesse central é o risco para a saúde, buscando captar o número total de pessoas afetadas pela exposição ao fator de risco, ou seja, o número de pessoas expostas à fumaça de queimadas.

Há diferentes custos associados à poluição. Os custos que são denominados de mercado são aqueles associados a impactos biofísicos que afetam, de forma direta, a atividade econômica, conforme possa ser medido nas contas nacionais e no Produto Interno Bruto - PIB como menores safras que afetam diretamente a produção agrícola. Os custos não mercantis incluem os custos de bem-estar, avaliando mortes prematuras e a desutilidade da doença.

Ainda que os custos de mercado ressaltem a necessidade de políticas para evitar os efeitos negativos da poluição sobre a economia, os custos não relacionados ao mercado evidenciam os benefícios sociais que as políticas de controle de poluição do ar podem ter para o bem-estar da sociedade (PBMC, 2012). Nesse sentido, a Figura 1, apresenta diferentes tipos de custos de mercado e não mercado.

Figura 2 Especificação dos custos de mercado e custo não mercantis



Fonte: PBMC (2012).

Os impactos relacionados ao mercado, como apresentado na Figura 1, compreendem os gastos adicionais com saúde devido à doença, perdas de produtividade do trabalho devido a ausências de trabalho por doença e perdas de rendimento agrícola, fatores que podem ser incluídos em um modelo, a fim de calcular os custos globais da poluição do ar exterior no PIB.

A análise dos custos de mercado compreende os custos diretos e os custos indiretos. A redução no rendimento das culturas ocasionará um impacto direto sobre a produção agrícola destas culturas, mas esse processo também gera custos indiretos, como o processo de substituição de cultura e mudanças no padrão do comércio.

O segundo custo de mercado que a poluição do ar pode gerar é a perda de produtividade no trabalho, pois quando o trabalhador se ausenta por problemas de saúde, há impacto direto em seus rendimentos, o que afeta o PIB nacional. Os custos relacionados à saúde são mensurados através de gastos com procedimentos e atendimentos médicos, agregando despesas com medicamentos e medidas de mitigação de riscos, além dos custos o salário referente aos dias não trabalhados devido ao afastamento.

Os impactos econômicos evidenciados através dos custos de não mercado não podem ser facilmente explicados, uma vez que não estão vinculados a nenhuma variável específica nas funções de produção ou utilidade (PBMC, 2012).

Nessa tese, busca-se mensurar os custos relacionados a gastos com saúde humana, desconsiderando os impactos não mercantis e impactos de queda na produtividade do trabalho e na agricultura. Para isso, a pesquisa de Huhtala e Samakovlis (2003) apresenta um modelo que possibilita incorporar os efeitos da poluição do ar sobre a saúde em um sistema de contas nacionais, dimensionando, assim, os custos econômicos decorrentes de poluição. Esse modelo será utilizado como base teórica para a presente pesquisa.

O modelo caracteriza-se como um problema de otimização de um planejador central, em que uma quantidade fixa de trabalho (\bar{L}) é alocada na produção de um bem composto (L_1) e no setor de saúde (L_2). Assim, a maximização do bem-estar social ocorre quando os consumidores maximizam sua utilidade.

A utilidade dos indivíduos é associada positivamente ao consumo de um produto composto (C) e negativamente à exposição à poluição (P). Entretanto, esta desutilidade pode ser mitigada com gastos defensivos para melhorar ou proteger a saúde. Dessa forma, a utilidade é expressa por $U(C)$ e a desutilidade causada pela poluição do ar é dada por $D(P, L_2)$, tal que, quanto maior a poluição, maior será a desutilidade ($D_P > 0$) e quanto maior os gastos em insumos de mitigação em combate à desutilidade gerada pela poluição,

menor será a desutilidade ($D_{L_2} < 0$). Então, estima-se os impactos negativos gerados pela desutilidade causada pela doença, e não a utilidade na saúde.

O objetivo geral do modelo consiste em avaliar o risco para a saúde, identificando a proporção da população afetada pela exposição ao risco de poluentes. Devido a dificuldades de identificação dos diversos tipos de riscos, o modelo utiliza-se de um peso $[\alpha(Q)]$ que buscará captar a proporção da produção do setor de saúde (i.e., gastos do setor saúde) associada ao tratamento de doenças relacionadas à poluição do ar, como as doenças do aparelho respiratório, sendo que α está em função de características pessoais (Q).

A demanda adicional por serviços do setor de saúde $h(\cdot)$ devido à poluição do ar é modelada por $\gamma(\cdot)$ e $\gamma(P)\alpha(Q)h(L_2)$ constitui, então, o consumo “desnecessário” de serviços de saúde devido à poluição, o que elimina os investimentos de capital.

Descontada por uma taxa de juros constante, r , o planejador central maximiza a utilidade líquida agregada, de acordo com o seguinte problema de otimização:

$$\max \int_0^{\infty} [U(C) - D(P, L_2)] e^{-rt} dt \quad (1)$$

Sujeito a

$$K = f(K, L_1, P) - C - \gamma(P)\alpha(Q)h(L_2) - \delta K \quad (2)$$

$$K(0) = K_0 \quad (3)$$

$$\beta(P)\bar{L} = L_1 + L_2 \quad (4)$$

Onde

K é o estoque de capital;

K_0 é o nível inicial de capital que é dado;

δ é a taxa de depreciação do estoque de capital;

\bar{L} é a mão-de-obra total disponível na economia;

L_1 mão-de-obra usada na produção do produto de consumo C ;

L_2 é o insumo trabalhista utilizado no setor de saúde,

f é a função de produção para o produto composto, sendo que,

$$f_K > 0, \quad f_{L_1} > 0, \quad f_P > 0$$

h é a função de produção para serviços de saúde, ($h_{L_2} > 0$);

$\beta(\cdot)$ são os efeitos dos poluentes atmosféricos sobre a produtividade do trabalho. Assim, se não houver poluição, não há impactos na produtividade, dado que $P = 0$ e, caso exista poluição, o impacto na produtividade do trabalho é negativo, sendo que $\beta(P) < 1$, quando $P > 0$.

$\gamma(\cdot)$ são os efeitos dos poluentes atmosféricos na demanda de serviços de saúde. Portanto, caso não haja poluição, $P = 0$, tem-se que $\gamma_P > 0$ e $\gamma(P) = 1$, mas se houver poluição do ar $\gamma(P) > 1$ quando $P > 0$.

As restrições de capacidade produtiva do bem composto dado à existência de poluição (2), a quantidade de estoque de capital inicial (3) e a capacidade produtiva total disponível na economia (4) capta os efeitos dos poluentes sobre a produtividade do trabalho. Assim, o Lagrangeano para o problema de otimização, considerando as restrições de insumos e mão de obra, é dado pela equação 5:

$$L = U(C) - D(P, L_2) + \lambda[f(K, L_1, P) - C - \gamma(P)\alpha(Q)h(L_2) - \delta K] \quad (5)$$

$$+ \omega[\beta(P)\bar{L} - L_1 - L_2]$$

Em que λ é o multiplicador lagrangeano para a restrição de entrada de mão-de-obra, em termos de utilidade e ω representa o preço sombra do capital (o custo de oportunidade do capital). As condições necessárias de primeira ordem são apresentadas nas equações (6) a (10).

$$\partial L / \partial C = U_c - \lambda = 0 \quad (6)$$

$$\partial L / \partial P = -D_p + \lambda f_p - \lambda \alpha(Q) h(L_2) \gamma_p + \omega \bar{L} \beta_p = 0 \quad (7)$$

$$\partial L / \partial L_1 = \lambda f_{L_1} - \omega = 0 \quad (8)$$

$$\partial L / \partial L_2 = -D_{L_2} - \lambda \gamma(P) \alpha(Q) h_{L_2} - \omega = 0 \quad (9)$$

$$\dot{\lambda} = (r + \delta - f_K) \lambda \quad (10)$$

As equações (6), (8) e (9) descrevem a otimização do consumo do bem composto e dos serviços de saúde. A equação (7) fornece a condição de eficiência para a poluição.

No ótimo, a utilidade marginal do consumo (U_c) deve ser igual ao custo marginal de produção da mercadoria composta (ω/f_{L_1}), que também deve ser igual ao benefício marginal líquido dos cuidados de saúde $[-D_{L_2} - \omega]/\gamma(P)\alpha(Q)h_{L_2}$.

Já a equação (10) é a derivada temporal do preço sombra do estoque de capital, em que ele incorpora a regra de ouro para o investimento em estado estacionário ótimo, $f_K = r + \delta$. Dessa forma, o produto marginal do capital é igual à depreciação e à taxa de juros.

O hamiltoniano de valor corrente H deste problema como uma função de utilidade é dado por:

$$\bar{H} = U_c C - D_P P - D_{L_2} L_2 + \lambda K \quad (11)$$

Pode-se, então, interpretar o valor corrente hamiltoniano como Produto Nacional Líquido (PNL) para obter uma medida linearizada, que é parcialmente ajustada, dividindo \bar{H} pela utilidade marginal do consumo U_c :

$$\overline{PNL} = C - \frac{D_P}{U_c} P - \frac{D_{L_2}}{U_c} L_2 + \dot{K} \quad (12)$$

Do lado direito da equação (12), o primeiro e o último termos são o consumo e os investimentos medidos nas contas convencionais. O segundo termo, ao lado direito, é o fator adicional que reflete o ajuste nas contas nacionais, dados os efeitos sociais da poluição do ar. O segundo termo $-\left[\frac{D_P}{U_c}\right]P$ é negativo, pois captura a desutilidade direta dos sintomas relacionados à poluição do ar. O terceiro termo $-\left[D_{L_2}/U_c\right]L_2$ torna-se positivo devido ao fato de que $D_{L_2} < 0$. Este termo mede o fator de prevenção da desutilidade, ou seja, são medidas de mitigação dos problemas ou sintomas associados a doenças relacionadas à poluição.

Dado que a produção do setor de saúde é medida pelos custos de produção, esse termo já compõe as contas convencionais e não deve ser subtraído do Produto Nacional Líquido. Isso é justificado porque, embora do ponto de vista social a produção do setor de saúde aumente devido à poluição ser negativa, o aumento é positivo nas contas, pois aumenta o PNL. De modo implícito, os efeitos prejudiciais da poluição podem ser captados pelo PNL,

uma vez que os recursos destinados à saúde impossibilitam seu uso para outros consumos ou para mais investimentos benéficos.

A poluição influencia na saúde do indivíduo, reduzindo, assim, a oferta de mão de obra. Portanto, os efeitos globais da poluição já estão incorporados ao PNL convencional, pois a produção dos setores que utilizam insumo trabalho já é menor devido aos doentes.

Apesar disso, apenas em uma economia otimizada os efeitos sob a forma de diminuição da saúde devido à poluição são propriamente levados em consideração. Assim, uma sociedade que maximiza o bem-estar provoca a poluição até o ponto em que o benefício de produzir uma unidade a mais de poluição seja igual ao custo social daquela unidade.

A partir da equação (7) e dada a equação (6), que $U_c = \lambda$, pode-se encontrar o produto marginal da poluição f_p . Assim, a equação (13) fornece uma diretriz para uma regra de custo-benefício para um nível ótimo de poluição.

$$f_p = \left(\frac{D_p}{U_c}\right) - \omega \bar{L} \left(\frac{\beta_p}{U_c}\right) + \alpha(Q)h(L_2)\gamma_p \quad (13)$$

I II III

Dessa maneira, o produto marginal da poluição (f_p) deve ser igual ao custo marginal da poluição, que é composto por três termos. O termo (I) mede a desutilidade marginal da poluição, o termo (II), a produtividade marginal do trabalho prejudicada e o termo (III) representa o aumento marginal na produção do setor de saúde, incluindo as despesas médicas, tais como medicamentos. O lado direito da equação (13) aponta quão relevante o produto marginal da poluição deve ser para justificar os custos de externalidades para a sociedade.

A fim de mensurar os impactos das externalidades ocasionadas pela fumaça gerada por queimadas, essa pesquisa busca analisar o terceiro termo da equação (13). Isto é, busca verificar se ocorre aumento na demanda por serviços de saúde e, em consequência, o aumento de custos devido a variações na quantidade de queimadas na Amazônia Legal.

3 METODOLOGIA

3.1 Metodologia empírica

O modelo teórico abordado compreende aspectos de mercado e de não mercado. A equação (13) evidencia o ponto em que o produto da poluição (f_p) é igual ao custo marginal da poluição.

Os custos sociais, como a desutilidade da doença, causados pela exposição à poluição do ar são medidos no primeiro termo da equação (13) $\left(\frac{D_p}{U_c}\right)$, em que a utilidade (satisfação) é medida através do bem-estar social. Parte-se do pressuposto de que existe um nível de poluição que se torna aceitável para obter outros benefícios, como bens de consumo. Entretanto, a partir do momento em que a poluição passa do aceitável para um indivíduo ou sociedade, esta poluição pode gerar uma desutilidade, ou seja, a poluição gerada por produzir um bem a mais não sobrepõe a insatisfação por estar exposto a poluentes gerado nesta produção.

Assim, diferentemente de utilidade gerada pelo bem produzido no mercado, a poluição passa a gerar a desutilidade. Essa desutilidade é difícil de ser mensurada e não pode ser valorada via mercado. Então, há duas formas de valorar: i) método de valoração de contingente; e ii) método de transferência de benefícios.

O Método de Valoração de Contingente (MVC) possibilita dimensionar a desutilidade a partir do questionamento, aos indivíduos, sobre a disposição de pagar por um benefício, seja pela redução de queimadas e incêndios florestais, seja de maneira mais direta, pergunta-se quanto os indivíduos estariam dispostos a pagar para evitar danos à saúde (DA MOTTA, 1998; MERICO, 2002; LUCIARDO *et al.*, 2004, CHILTON *et al.*, 2004; ALBERINI *et al.*, 2016, ARA e TEKESIN, 2016).

O objetivo do método é estimar o valor econômico de bens e serviços cujo preço difere da utilidade marginal ou que não são transacionados em mercados, como é o caso da prevenção e da cura de doenças (CHILTON *et al.*, 2004, ALBERINI *et al.*, 2016).

Em relação ao método de transferência de benefícios, é realizada uma transferência de disposição a pagar entre regiões ou países. Esse método foi adotado por Seroa da Motta *et al.* (2000), que obtiveram estimativas de disposição a pagar, através de valores estimados para a Europa e, assim, realizaram uma transferência de benefícios para o Brasil, utilizando a renda *per capita* de cada município, ajustada pela paridade do poder de compra.

Essa técnica já foi amplamente utilizada na literatura; entretanto, sofre críticas devido a disparidades entre países e à dificuldade de fazer os controles necessários para uma transferência mais próxima da realidade, além da grande variância de preferência captada pela disposição a pagar (MORRISON e BERGLAND, 2006).

O segundo termo da equação (13) $-\omega\bar{L}\left(\frac{\beta_P}{U_C}\right)$ representa um custo de mercado, pois calcula a produtividade marginal do trabalho, mensurado através da perda de salário por dias de trabalho perdidos em função de doenças causadas por exposição à poluição do ar.

Os impactos da poluição na produtividade do insumo do trabalho requerem uma estimativa que considere a relação dose-resposta, (β_P) , a quantidade total de mão-de-obra disponível na economia, (\bar{L}) , e a produtividade do trabalho ou taxa de salário. Este fator pode ser medido através de uma função dose-resposta, buscando identificar o impacto da doença. Ou seja, o cálculo pode ser realizado através do número total de pessoas afastadas de suas atividades em determinado período, multiplicado pelo salário médio do mesmo período.

Um estudo seminal que investiga a ligação poluição-morbilidade é o de Ostro (1983). Na prática, a extensão dos danos à saúde é medida por dias de atividade restrita ou dias de perda de trabalho devido a poluentes. A produção perdida em termos de renda da ausência no trabalho em função da atividade restrita serve como a primeira estimativa monetária mais conservadora para a perda de produtividade causada pela poluição à saúde.

O terceiro e último termo ao lado direito da equação do produto marginal da poluição (13) $\alpha(Q)h(L_2)\gamma_P$ representa o aumento marginal na produção do setor de saúde, incluído gastos com medicamentos e medidas de mitigação de riscos. Esse termo pode ser calculado através do Custo da Doença – COI⁹.

A abordagem do custo da doença (COI) para a avaliação da saúde enfoca os custos diretos e indiretos enfrentados pelos pacientes e, também, pelo Sistema de Saúde, quando os serviços subsidiados pelo governo são fornecidos. Isso significa contabilizar os gastos com prevenção e tratamento (custos diretos), bem como os custos de transporte para unidades de saúde e mudança de hábitos (custos indiretos). Além disso, é recomendável que os custos psicossociais sejam contabilizados; todavia, esses são difíceis de medir, exigindo pesquisas de preferências declaradas (HODGSON e MEINERS, 1982; RICHARDSON *et al.*, 2006 e SEGEL, 2006).

Com uma abordagem simples, em dois estágios, para avaliação da COI, busca-se, então, verificar o aumento marginal na produção do setor de saúde, incluindo gastos com

⁹ Esta é a sigla para o termo em inglês Cost of illness (COI).

medicamentos e medidas de mitigação de riscos. No primeiro estágio, o efeito dos incêndios na poluição do ar é medido, enquanto o segundo estágio mede o efeito da poluição do ar no custo de internações hospitalares. A abordagem em dois estágios é estabelecida pelo pressuposto de que os recursos alocados para internações hospitalares poderiam ser utilizados de outro modo, caso as doenças respiratórias induzidas por queimadas estivessem ausentes.

É importante ressaltar que o componente de assistência médica do paciente internado é o modelado, ou seja, apenas o componente direto da COI. Isso foi estabelecido a partir da disponibilidade de dados, os quais incluem apenas o custo de internação hospitalar para o Sistema de Saúde, sendo que os dados omitem o custo de oportunidade do paciente. Na próxima seção, foi detalhada a estratégia de identificação para a validade metodológica aqui proposta.

3.2 Métodos Econométricos

A metodologia está dividida em duas etapas, em que a primeira apresenta uma análise por dois estágios. No primeiro estágio, estima-se a relação entre as ocorrências de fogo e indicadores de poluição do ar. No segundo, estima-se uma função dose-resposta que testa a relação entre poluição do ar e internações hospitalares relacionadas às doenças respiratórias, em que a última variável é medida como (i) contagem de internações, e (ii) custo contábil de internação.

A segunda etapa da pesquisa consiste em uma análise de série temporal para a Amazônia Legal, através do modelo Vetorial Auto-Regressivo – VAR. Nessa etapa, utiliza-se gráficos acíclicos diretos, uma técnica de inferência causal que revela as relações entre as três variáveis-chave (e uma variável climática). Essa abordagem aprimora a análise anterior, ao permitir testar a premissa de que a poluição atmosférica é fator mediador da relação entre fogo e doenças respiratórias.

3.2.1 Modelo de análise da relação entre focos de queimadas e concentrações de poluentes

A análise de primeiro estágio dessa pesquisa parte do interesse em analisar a relação entre indicadores de poluição do ar e as ocorrências de queimadas e incêndios florestais, a partir de modelos de dados em painel. Cada município analisado possui características específicas que, por sua vez, influenciam a maneira como cada um deles lida com questões relativas aos impactos de fumaça de incêndios sobre a saúde respiratória. Essas características

estão ligadas a questões culturais, institucionais, entre outros fatores e, diante disto, características individuais afetam diretamente as variáveis a serem estudadas. Essas variáveis, portanto, não podem ser mensuradas, o que tem, por efeito, estimativas inconsistentes.

Na presente pesquisa, o interesse recai sobre o comportamento da poluição, dadas as variações de queimadas e incêndios florestais. O modelo estimado pode ser representado da seguinte maneira:

$$AOD_{i,t} = \beta_i + \beta_1 focos_{i,t} + \beta_2 Z_{i,t} + u_{i,t} \quad (14)$$

com $i = 1, \dots, 709$ e $t = Jan2008, \dots, Dez2016$

$$PM2,5_{i,t} = \beta_i + \beta_1 focos_{i,t} + \beta_2 Z_{i,t} + u_{i,t} \quad (15)$$

com $i = 1, \dots, 709$ e $t = Jan2012, \dots, Dez2016$

Onde $AOD_{i,t}$ é a profundidade óptica de aerossol (AOD) no município i no período t e $PM2,5_{i,t}$ é o material particulado 2,5, sendo as *proxies* utilizadas como indicadores de poluição. $Z_{i,t}$ são variáveis de controle, sendo elas a velocidade (w) do vento, a direção (s) do vento, a frota veicular (frota) como *proxy* para representar fontes de emissão não relacionadas a queimadas, extensão de estradas (rodovias) e *dummies* (variáveis binárias) para estados, meses e anos. E, por fim, $u_{i,t}$ é o termo de erro.

Baltagi (2008) e Wooldridge (2010) indicam que as vantagens do uso de dados em painel correspondem à obtenção de dados mais informativos, a maior variabilidade e a menor colinearidade entre as variáveis, o que possibilita captar a dinâmica das mudanças e, ainda, permite a análise de modelos comportamentais mais complexos.

O modelo de dados em painel possibilita, ainda, o controle das diferenças entre os municípios. Greene (2003) afirma que o modelo de dados em painel apresenta como maior avanço a flexibilidade em modelar diferentes comportamentos dos indivíduos, pois o método permite o controle de variáveis fixas omitidas ao longo do tempo.

O modelo básico pode ser descrito por:

$$y_{it} = x'_{it}\beta + c_i + \varepsilon_{it} \quad (16)$$

Na equação (16), x_{it} é um vetor de variáveis explicativas, podendo existir K regressores, em que i representa os grupos de indivíduos e t , a escala temporal. Os efeitos individuais ou heterogeneidades são representados por c_i , onde i representa os grupos de indivíduos, sendo esta variável invariante no tempo.

O termo c_i apresenta diferentes tipos de efeitos, mas se resumem em três diferentes especificações, sendo elas:

(i) Regressão Pooled

Se a variável c_i é constante, a estimativa é, então, realizada pelo método de Mínimos Quadrados Ordinários (MQO) tradicionais, em que c_i é considerada uma constante qualquer. Diante disso, o modelo *Pooled* não tem a capacidade de captar a heterogeneidade não observada. Ou seja, os efeitos individuais de cada município não são considerados no modelo.

(ii) Efeitos Fixos

Se a variável c_i é não observável, mas apresenta correlação com x_{it} , então, o estimador β do método de Mínimos Quadrados Ordinários é inconsistente e tendencioso, o que é causado pela omissão de variável. Nesse caso, o modelo assume a seguinte forma:

$$y_{it} = x'_{it}\beta + c_i + \varepsilon_{it} \quad (17)$$

Onde $c_i = \alpha_i$ incorpora todos os efeitos não observáveis e específicos, uma média condicional estimada. O modelo de efeitos fixos pressupõe α_i como um termo constante específico de estado (indivíduos, grupos) no modelo de regressão. Isto é, o intercepto poderá diferir entre os estados, mas o intercepto de cada estado não varia ao longo do tempo.

(ii) Efeitos aleatórios

O modelo de efeitos aleatórios também considera a heterogeneidade não observada e, além disso, os interceptos são tratados como variáveis aleatórias. Ou seja, o modelo considera que os indivíduos são amostras aleatórias de uma população maior de indivíduos (DUARTE, 2007). O modelo pode ser formulado como:

$$\begin{aligned}
y_{it} &= x'_{it}\beta + E[c_i] + \{c_i - E[c_i]\} + \varepsilon_{it} \\
&= x'_{it}\beta + \alpha + u_i + \varepsilon_{it} \\
&= x'_{it}\beta + \alpha + w_{it}
\end{aligned} \tag{18}$$

Sendo $w_{it} = u_i + \varepsilon_{it}$, o termo w_{it} consiste em dois componentes, u_i , componente de corte transversal ou específico dos municípios, e ε_{it} , elemento de erro combinado da série temporal e corte transversal. As hipóteses habituais feitas para o modelo de efeitos aleatórios são:

$$\begin{aligned}
\varepsilon_{it} &\sim N(0, \sigma_\varepsilon^2) & u_i &\sim N(0, \sigma_u^2) \\
E(\varepsilon_{it}u_i) &= 0 & E(u_iu_j) &= 0 \quad (i \neq j) \\
E(\varepsilon_{it}\varepsilon_{is}) &= E(\varepsilon_{ij}\varepsilon_{ij}) = E(\varepsilon_{it}\varepsilon_{js}) = 0 \quad (i \neq j; t \neq s) \\
cov(x_i, \alpha_i) &= 0
\end{aligned}$$

$$Sendo \text{ que } x_i = [x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{it}] \forall x_i$$

Os componentes de erro individual não estão correlacionados, entre si, às unidades de corte transversal e às de série temporal.

Com os diferentes tipos de especificações, a literatura recomenda a utilização de testes estatísticos que auxiliem na escolha do modelo mais adequado. Estas decisões são tomadas com base em testes estatísticos. Para a decisão entre os modelos Pooled e o modelo de efeitos fixos, o teste de Chow (1960) é utilizado tendo como hipótese nula $H_0: \alpha_1 = \alpha_2 = \dots = \alpha_n$. Isto é, existe uma constante comum e uma hipótese alternativa $H_1: \alpha_1 \neq \alpha_2 \neq \dots \neq \alpha_n \neq 0$ que refletem que os efeitos são fixos.

Para testar se os efeitos são aleatórios, é apropriado o uso de Breusch-Pagan (1980), teste baseado no multiplicador de Lagrange (LM) que tem como hipótese nula que $H_0: \sigma_\alpha^2 = 0$, e como hipótese alternativa $H_1: \sigma_\alpha^2 \neq 0$. Portanto, se $LM > x_1^2$, rejeita-se a hipótese nula e o modelo de efeito aleatório é o mais adequado.

Por fim, para definição de modelo mais adequado para estimação, o teste de Hausman (1978) compara os coeficientes estimados do modelo de efeitos fixos e do modelo de efeitos aleatórios, buscando a ortogonalidade entre os efeitos aleatórios e os regressores. A hipótese nula do teste é $H_0: Cov(\alpha, X_{it}) = 0$ e a hipótese alternativa $H_1: Cov(\alpha, X_{it}) \neq 0$. Ou seja, se

$H > x_k^2$, rejeita-se a hipótese nula e o modelo de efeitos fixos é o mais adequado (MADDALA, 2003; GREENE, 2003; BALTAGI, 2008 e WOOLDRIDGE, 2010).

A análise clássica por mínimos quadrados ordinários (MQO) deve seguir pressupostos que garantam a validade e robustez do modelo a ser estimado. Para que o modelo seja eficiente, é necessário que seja homocedástico e obtenha ausência de autocorrelação nos resíduos. Para verificar a presença de heterocedasticidade, pode-se utilizar o teste de Wald (1945), o qual é modificado para verificação de heterocedasticidade em grupo nos resíduos de um modelo de regressão de efeito fixo. Para a identificação de presença de autocorrelação, pode-se utilizar o teste de Wooldridge (2002) para correlação serial em modelos de dados em painel.

3.2.2 Método Econométrico para análise da relação entre poluição e internações por doenças do aparelho respiratório

Inicialmente, são apresentados, nessa seção, os modelos gerais dentro dos procedimentos econométricos. A utilização dos modelos é estabelecida com base nas características da variável dependente da análise. A variável número de pessoas internadas por doenças do aparelho respiratório não apresenta valores negativos, apresenta apenas números inteiros, valores pequenos e predominância de zeros.

A literatura propõe, para a estimação de modelos de dados de contagem, a utilização de modelo de Poisson e modelo Binomial Negativo para painel, que são estimados utilizando Método de Máxima Verossimilhança (CAMERON e TRIVEDI, 2005). De acordo com Greene (2003), em princípio, pode-se analisar esses dados usando regressão linear múltipla. Mas, a preponderância de zeros e os valores pequenos e a natureza claramente discreta da variável dependente pode afetar a eficiência das estimativas, assim, o modelo de regressão de Poisson tem sido amplamente utilizado para estudar tais dados.

Os modelos de Poisson e Binomial Negativo apresentam como pressuposto inicial que a variável dependente tenha um processo gerador aleatório e discreto. Para o modelo de Poisson, supõe-se que o número de pessoas internadas por doenças do aparelho respiratório seja representado por Y_{it} , e a média condicional de Y_{it} , dado um conjunto de regressores X_{it} , é especificado, da seguinte forma:

$$E(Y_{it}|X_{it}) = m(X_{it}, \beta) \quad (19)$$

Em que Y_{it} é a variável dependente composta por valores inteiros e não negativos, X_{it} é uma matriz contendo variáveis explicativas, β representa os parâmetros associados às variáveis explicativas do modelo e m é a função de distribuição que determina o modelo.

O ponto de partida para as análises de contagens é a distribuição de Poisson e o modelo de Poisson. A distribuição univariada de Poisson, para o número de ocorrências do evento y ao longo de um período de exposição fixa, tem a função de massa de probabilidade:

$$\Pr(Y = y) = \frac{e^{-\mu} \mu^y}{y!} \quad y = 0, 1, 2, \dots \quad (20)$$

Onde μ é o parâmetro de intensidade e os dois primeiros momentos são:

$$\begin{aligned} E(Y) &= \mu \\ \text{Var}(Y) &= \mu \end{aligned} \quad (21)$$

Essas são as propriedades de média e variância, chamadas de propriedade de equidispersão da distribuição de Poisson. Tendo y dado x a média condicional é definida como $\mu = \exp(x'\beta)$, garantindo que $\mu > 0$. De acordo com Cameron e Trivedi (2005), a equação (21) garante que o modelo seja intrinsecamente heterocedástico.

Assim, a equação (21) pode ser representada por uma distribuição de Poisson da seguinte forma:

$$\begin{aligned} \text{nidar}_{i,t} &= \exp[\beta_i + \beta_1 AOD_{i,t} + X'_{i,t} \beta + \alpha_{it}] + u_t \\ i &= 1, \dots, 709, \quad t = \text{Jan}_{2008}, \dots, \text{Dez}_{2016} \end{aligned} \quad (22)$$

Com " i " representando o indexador de municípios e t , o indexador dos meses de 2008 a 2016. *Nidar* representa o número de pessoas internadas por doenças do aparelho respiratório, *AOD* é a profundidade óptica de aerossol, uma proxy utilizada como indicador de poluição ocasionada por queimadas. X é um vetor de variáveis de controle que contém o população por município, PIB por mil habitantes, temperatura, precipitação, umidade, área urbana e área por km^2 . Ainda utiliza-se dummies de estados, meses e ano.

Em função da não linearidade da equação (21), os modelos lineares não são eficientes para oferecer boas estimativas. A utilização de Mínimos Quadrados Não – Lineares é apresentada como alternativa proposta por Wooldridge (2002), mas a abordagem manifesta

limitações segundo o próprio autor, que afirma que a abordagem não controla o problema de heterocedasticidade, muito comum em dados de contagem. Diante disso, a estimação por Máxima Verossimilhança apresenta estimativas eficientes (CAMERON e TRIVEDI, 2005).

Todavia, antes da estimação pelo método de Máxima Verossimilhança, é importante confirmar se a variável dependente segue uma distribuição de Poisson, mesmo que não existam testes formalizados para essa análise¹⁰.

Portanto, caso a variável dependente não apresente uma distribuição de Poisson, Gourieroux *et al.*, (1984) e Cameron e Trivedi (2005) recomendam a utilização do estimador de quase máxima verossimilhança, o qual produzirá estimadores consistentes e assintoticamente normais, mesmo quando houver erros de especificação na distribuição de Poisson.

De acordo com Greene (2003) e Wooldridge (2002), a estimativa de quase máxima verossimilhança é calculada através da maximização de uma função log-verossimilhança:

$$L_i(\beta) = \sum_{t=1}^T [Y_{it} \log(X'_{it}\beta) - \exp(X'_{it}\beta)] \quad (23)$$

Para uma estimativa de quase máxima verossimilhança para um modelo *pooled*, ocorre a maximização de $L_i(\beta)$ para $i = 1, 2, \dots, N$. Entretanto, há uma séria limitação na especificação, pois o modelo *pooled* Poisson não incorpora de modo explícito os efeitos não observados que são constantes ao longo do tempo. Se os efeitos não observados forem correlacionados a qualquer variável X_{it} , a estimativa se torna viesada e inconsistente (FIRME *et l.*, 2016).

Além disso, mesmo se o efeito não observável for aleatório, isso pode afetar os resíduos da regressão, gerando redução na eficiência do estimador. Portanto, com a presença de efeitos não observáveis, é necessária a especificação de modelos de Poisson por efeitos aleatórios ou fixos (WOOLDRIDGE, 2002; CAMERON e TRIVEDI, 2005; FIRME *et al.*, 2016 e ARAÚJO, 2017).

Com a finalidade de obter estimativas eficientes, o modelo de Poisson com efeitos aleatórios considera a sobredispersão. A partir da presença de efeitos não observáveis (c_i), a condição de equidispersão $E(Y_{it}|X_{it}) = \text{var}(Y_{it}|X_{it})$ é alterada para $\text{var}(Y_{it}|X_{it}) = E(Y_{it}|X_{it})(1 + \text{var}(c_i)E(Y_{it}|X_{it}))$. O modelo de efeitos aleatórios relaxa, assim, o

¹⁰ A especificação pela distribuição de Poisson é feita a critério do pesquisador, quando a variável dependente apresentar valores inteiros e não negativos.

pressuposto básico do modelo de Poisson, ao admitir a sobredispersão, uma vez que $var(Y_{it}|X_{it}) > E(Y_{it}|X_{it})$, r . A consistência dos estimadores do modelo de Poisson de efeitos aleatórios é baseada nas seguintes hipóteses:

- i. $(Y_{it}|X_{it}, c_i) \sim Poisson|c_i m(X_{it}, \beta)$
- ii. $E(Y_{it}|X_{it}, c_i)$ é independente de $E(Y_{ir}|X_{ir}, c_i)$, se $t \neq r$.
- iii. c_i Segue a distribuição Gama $\Gamma(\cdot)$ e sua média não é alterada pelas variáveis X_{it} : $E(c_i|X_{it}) = E(c_i)$; $c_i \sim \Gamma(\cdot)$

Em que Y_{it} é a variável dependente, X_{it} são as variáveis explicativas e c_i são os efeitos não observáveis. Tem-se, então, que a hipótese (i) refere-se à exogeneidade¹¹ estrita entre X_{it} e c_i . Ou seja, o efeito não observado de c_i não afeta o efeito parcial de X_{it} sobre $E(Y_{it}|X_{it}, c_i)$. A segunda hipótese aponta que a média de Y_{it} , dados X_{it} e c_i não apresentam dependência serial.

Por fim, a última hipótese, (iii), indica que c_i apresenta uma distribuição gama e, assim, as demais variáveis explicativas X_{it} não podem afetar a sua média. Se todos os pressupostos apresentados acima forem atendidos, o modelo de Poisson por efeitos aleatórios será eficiente (WOOLDRIDGE, 2002; FIRME *et al.*, 2016; ARAÚJO, 2017).

O modelo de Poisson com efeito aleatório, diante da necessidade de cumprimento das hipóteses, se torna muito restritivo e, por isso, em muitas circunstâncias pode apresentar estimativas não consistentes.

O modelo de Poisson de efeitos fixos relaxa as hipóteses (iii) apresentadas no modelo de efeito aleatório, sendo que é necessário apenas o cumprimento das hipóteses (i) e (ii). Isso permite a dependência arbitrária entre X_{it} e c_i e, para a estimativa dos coeficientes β , é utilizado o método de Máxima Verossimilhança Condicional (ANDERSEN, 1970).

Wooldridge (2002) afirma que uma condição suficiente para a consistência do modelo de Poisson de efeitos fixos é a validade da hipótese (i). Assim, o modelo permanece consistente mesmo quando houver uma dependência serial $E(Y_{it}|X_{it}, c_i)$ e $E(Y_{ir}|X_{it}, c_i)$, com $t \neq r$. O modelo permanece consistente na presença de qualquer sobredispersão causada por c_i .

Embora o modelo Poisson de efeitos fixos seja consistente quando cumprem os pressupostos (i) e (ii), o modelo binomial negativo de efeitos fixos confere eficiência ao modelo (CAMERON e TRIVEDI, 2005). No caso do modelo binomial negativo, mesmo que

¹¹ A exogeneidade consiste no fato de uma variável x não ser correlacionada com qualquer erro.

a eliminação do efeito não observado c_i garanta estimativas consistentes, Cameron e Trivedi (2005) afirmam que a utilização do modelo também apresenta estimativas consistentes e eficientes, mesmo com a ocorrência de sobredispersão.

Para a detecção de sobredispersão, utiliza-se o teste de sobredispersão em painel, em que a hipótese nula ($H|0$) do teste é a ausência de sobredispersão. Assim, a não rejeição dessa hipótese indica equidispersão (RAMALHO *et al.*, 1997)

Isso indica que o modelo de Poisson não é adequado para os dados a serem analisados, existe sobredispersão na amostra, e, portanto, rejeita-se a hipótese nula. Ou seja, o modelo de Poisson não deve ser estimado e outro modelo deve ser utilizado. O modelo recomendado na literatura é a utilização do modelo Binomial Negativo (CAMERON E TRIVEDI, 2005; ARAÚJO, 2017). Para tanto, utilizou-se, nessa etapa da pesquisa, o teste de sobredispersão para a escolha do modelo econométrico mais adequado.

Na existência de sobredispersão, o modelo Binomial negativo deve ser estimado. O modelo Binomial negativo difere-se do modelo de Poisson devido ao fato de que o estimador é projetado para lidar explicitamente com a sobredispersão e os dados de contagem são, geralmente, sobredispersos. Além disso, o modelo binomial negativo apresenta uma função de distribuição diferente da adotada pelo modelo de Poisson. No modelo Binomial Negativo fixo, a distribuição é especificada como:

$$f(Y_{it}|X_{it}, \theta) = \frac{\Gamma(\theta^{-1} + Y_{it})}{\Gamma(\theta^{-1})\Gamma(Y_{it} + 1)} \left(\frac{\alpha\theta^{-1}}{\theta^{-1} + \mu} \right)^{\theta^{-1}} \left(\frac{\mu}{\mu + \theta^{-1}} \right)^{Y_{it}} \quad (24)$$

Em que $\theta = var(\alpha_i)$, $\mu = exp(X'_{it}\beta)$ e Γ denota uma função do tipo Gama, assumindo que $c_i \sim gama(1, \theta)$. Diante disso, a presente pesquisa buscou utilizar o modelo de Poisson; entretanto, ao testar a presença de sobredispersão esta foi detectada, assim, as estimações são realizadas através no modelo Binomial Negativo.

3.2.3 Modelo para análise de dependência temporal de queimadas, poluição e doenças do aparelho respiratório.

Essa seção tem por objetivo identificar a dinâmica e as inter-relações das variáveis que afetam a formação dos níveis de poluição (AOD) e, conseqüentemente, do número de internações por doenças do aparelho respiratório na Amazônia Legal.

O modelo de auto-regressão vetorial (VAR), desenvolvido por Sims (1980), é considerado bastante difundido entre os economistas, é um instrumento econometricamente robusto bastante utilizado em trabalhos de análises empíricas macroeconômicas (LIU *et al.*, 1998; SILVA FILHO *et al.*, 2005; MOYORGA *et al.* 2007; CÉSPEDES *et al.*, 2008; PINTO, 2008; DA SILVA, 2011; FRY-MCKIBBIN e SOUZA, 2018). Alguns autores também utilizaram esse modelo com o propósito de avaliar o setor imobiliário (MENDONÇA, 2013; DE ALMEIDA, 2017). Além disso, foi também utilizado para análises de uso da terra, buscando formular políticas ambientais (ANDERSEN *et al.*, 2002, 1997; MENDONÇA *et al.*, 2012).

A principal característica do modelo consiste em considerar todas as variáveis de forma simétrica, ou seja, é um modelo que possibilita que todas as variáveis sejam tratadas, a priori, como variáveis endógenas, de maneira que permite uma análise dotada de maior dinâmica, deixando de existir a questão relativa de variáveis dependentes ou independentes (ALVES, 2002).

Diante disto, o modelo não apresenta a necessidade de especificar um método teórico inicial. Ainda, o modelo possibilita a captação de um maior número de relações entre as variáveis, ao usar como explanatórias todas as variáveis do modelo. O modelo estimado é apresentado pelas equações (25) a (28):

$$temp_t = \alpha_0 + \alpha_1 temp_{t-1} + \alpha_2 foco_{t-1} + \alpha_3 aod_{t-1} + \alpha_4 nidar_{t-1} + \mu_{2t} \quad (25)$$

$$foco_t = \gamma_0 + \gamma_1 temp_{t-1} + \gamma_2 foco_{t-1} + \gamma_3 aod_{t-1} + \gamma_4 nidar_{t-1} + \mu_{3t} \quad (26)$$

$$aod_t = \delta_0 + \delta_1 temp_{t-1} + \delta_2 foco_{t-1} + \delta_3 aod_{t-1} + \delta_4 nidar_{t-1} + \mu_{4t} \quad (27)$$

$$nidar_t = \theta_0 + \theta_1 temp_{t-1} + \theta_2 foco_{t-1} + \theta_3 aod_{t-1} + \theta_4 nidar_{t-1} + \mu_{5t} \quad (28)$$

Aqui, *temp* é a temperatura, *foco* são a detecções de focos de queimadas, *aod*¹² é a profundidade óptica de aerossol (*proxy* de poluição) e *nidar* é o número de pessoas internadas por doenças do aparelho respiratório. O principal interesse nessa etapa da pesquisa consiste em verificar se há dependência temporal entre focos e *aod* e entre *aod* e *Nidar*. Esta análise torna-se importante para verificar se os efeitos de queimadas afetam apenas contemporaneamente ou se ocorre um prolongamento dos efeitos com o passar do tempo.

¹² A escolha da *proxy* de poluição *Aod* nesta etapa da pesquisa foi definida por disponibilidade de uma série maior de dados entre os anos de 2009 a 2016, quando o material particulado apresentava dados dos anos 2012, 2014 e 2016.

A primeira questão fundamental para análise de séries temporais diz respeito ao conceito de estacionariedade, propriedade estabelecida como pressuposto do comportamento das séries que possibilita a especificação e estimativa de modelos de análise e previsão (LIMA, 2015). Um modelo em estado estacionário é compreendido como um modelo estável, isto é, aquele em que o efeito do choque eventualmente desaparece ao longo do tempo, voltando as variáveis ao equilíbrio de longo prazo.

Para a verificação da estacionariedade das séries, há testes estatísticos disponíveis. Nessa pesquisa, quatro testes foram efetuados para verificação de presença de raiz unitária nas séries. O teste de Dickey-Fuller, DF, foi o primeiro a ser desenvolvido por Dickey e Fuller (1979), o qual considera um processo auto-regressivo de primeira ordem. Posterior, o teste de Dickey-Fuller Aumentado (1981), doravante ADF, é uma variação do teste DF para AR(p).

O teste de Phillips – Perron (PP) (1988) corresponde a uma generalização do teste de Dickey-Fuller, pois considera os casos em que os erros $\{\varepsilon_t\}_{t \in Z}$ apresentam correlação e, possivelmente, são heterocedásticos. Já o teste de Kwiatkowski Phillips Schimidt Shin (KPSS) (1992) surgiu como crítica ao teste de Dickey Fuller, considerado de baixo poder, o que pode ser justificado pelo fato de que, em relação a uma infinidade de séries econômicas, o teste não consegue rejeitar a hipótese nula.

O teste KPSS também se diferencia por testar a hipótese nula de estacionariedade da série¹³. Para séries com presença de raiz unitária, as séries devem ser diferenciadas até que se torne estacionária, uma vez que modelos temporais requerem séries estacionárias para suas estimativas.

Além dos testes de detecção de presença de raiz unitária, existem testes que buscam identificar a presença de raízes existentes nas séries, em perspectiva quantitativa. O Teste Dickey e Pantula (1987) consiste na realização de uma sequência de testes, o qual se inicia pelo maior número de raízes unitárias presumidas e reduz um a um, a cada vez que a hipótese nula de interesse for rejeitada.

Para a estimativa, outra questão importante é a ordem do VAR. Essa definição é bastante complexa, pois a função é formada por matrizes; assim, a literatura indica o uso de testes e critérios. Os critérios buscam um número de defasagens no modelo que gere um balanço entre o ajuste do modelo e a parcimônia, em termos de parâmetros. Os critérios

¹³ Os testes de raiz unitária são amplamente discutidos na literatura econométrica. Para maiores detalhes consultar (GREENE, 2003; MORETTIN e TOLOI, 2004 e EHLERS, 2007).

utilizados nesta pesquisa foram o critério de Akaike (1973), o critério de Schwarz (1978) e o critério de Hannan-Quinn (1979).

Para a estimação do modelo VAR foi realizado a verificação de impactos de tendência, sazonalidade e ciclos nos dados a serem utilizados. A partir disto, verificou-se que os ciclos eram predominantes na amostra e para controlar o problemas criou-se uma dummies denominada seca que representa os meses em que ocorrem os ciclos de queimadas, esta variável foi incluída como exógena no modelo juntamente com a constante.

Após a verificação de estacionariedade da série e o número de lags, o modelo foi estimado. Entretanto, antes de ser utilizado em análises, é necessária a realização de testes para verificação de ajuste do modelo. Uma das questões a serem consideradas é a não existência de autocorrelação nos resíduos e, para isso, existem alguns testes disponíveis, tais como o teste de Ljung-Box (1978) e o teste de Breusch-Godfrey (1988).

Estimou-se, assim, um VAR estrutural com ortogonalização dos erros pela decomposição de Cholesky. Essa estimativa gerou uma forma estrutural recursiva nas variáveis do modelo, cujas funções impulso resposta foram afetadas pela ordem em que as variáveis apareceram na análise.

3.3 Variáveis e fonte de dados

3.3.1 Escala

Os dados englobam 709 municípios de um total de 771¹⁴ pertencentes à Amazônia Legal e são mensais para os anos de 2008, 2010, 2012, 2014 e 2016. Tal período foi selecionado por ser representativo no número de queimadas e apresentar a disponibilidade de dados maior (GODAR *et al.*, 2014; BARLOW *et al.*, 2016).

E ainda que, após a implementação do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm) pós-contenção do desmatamento, especificamente, houve aumento da severidade de restrições legais ao financiamento associadas ao desmatamento em 2008 (ASSUNÇÃO *et al.*, 2013). Isso permitiria obter resultados potencialmente úteis para a reflexão acerca das opções de políticas públicas disponíveis atualmente.

¹⁴ As exclusões foram impostas pela indisponibilidade de dados.

3.3.2 Variáveis para análise da relação entre focos de queimadas e poluição

Para análise de primeiro estágio da pesquisa, a variável dependente (y) representa valores de medidas da profundidade ótica do aerossol (AOD), os quais foram recuperados, para os anos de 2008 a 2016, a partir do produto aerossol da NASA MAIAC (MARTINS *et al.*, 2017; 1km pixels).

Os valores de medidas da concentração $\mu\text{g} / \text{m}^3$ de material particulado com até 2,5 μm de diâmetro ($\text{PM}_{2,5}$) foram estimados através do modelo de transporte químico-atmosférico CATT-BRAMS (*Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modelling System*). A partir desse modelo, é possível explorar a capacidade de traçadores do BRAMS, método de previsão numérica multi-objetivo desenhado para simular circulações atmosféricas com escalas, variando da escala hemisférica até simulações de grandes turbilhões.

O modelo CATT-BRAMS segue a técnica euleriana, solucionando equações de conservação de massa para monóxido de carbono (CO) e material particulado $\text{PM}_{2,5}$. Assim, a captação de $\text{PM}_{2,5}$ é de resolução de 25km pixels e está disponível para os anos de 2012, 2013 e 2014 (Freitas *et al.*, 2009), evidenciando que as *proxies* de fumaça não foram estimadas conjuntamente, mas foram realizadas estimativas com cada *proxy*, além da sua relação com focos.

A variável explicativa (x) de interesse foi a medida de detecção de incêndio, ou seja, número de focos de queimadas, obtido através do sensor de satélite MODIS AQUA_M- T, satélite de referência. Para satélites de órbita polar, como AQUA e TERRA a 730 km, um campo de frente de fogo com cerca de 30 metros de extensão por 1 metro de largura será detectado.

Todavia, como o pixel, que é o elemento de resolução espacial, tem 1 km x 1 km ou mais, uma queimada de algumas dezenas de m^2 é identificada como tendo, pelo menos, 1km^2 . Assim, o foco de calor é representado por um pixel, o que pode representar tanto uma única queimada pequena como várias queimadas pequenas ou apenas uma queimada grande. Esses dados, vale mencionar, são processados pelo Instituto Brasileiro de Pesquisas Espaciais (INPE, 2018).

Como variáveis de controle, utilizou-se medida de velocidade do vento para leste e norte (m/s) a 10 metros do solo, recuperada da NASA MERRA (2017; 50 km x 65 km pixels) e convertida para velocidade (w) e direção (s) do vento (em radianos trigonométricos), com

os cálculos de Deryugina *et al.* (2016)¹⁵. O Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas (2012) afirma que partículas de moda fina (PM_{2,5}) apresentam deposição gravitacional baixa e isso possibilita que sejam transportadas pelos ventos, podendo chegar a milhares de quilômetros de onde foram produzidas, o que mostra a relevância do uso destas variáveis.

Além disso, utilizou-se uma *proxy* para representar fontes de emissão não relacionadas a queimadas, tomando como *proxies* a frota veicular por município (Ministério da Infraestrutura, 2019) e a extensão de estradas, captadas junto à base de dados do Ministério dos Transportes do Brasil, MT (2011). Ademais, esta pesquisa também utilizou *dummies* (variáveis binárias) para estados, meses e anos.

3.3.3 Variáveis e fonte dos dados da análise da relação entre poluição e internações por doenças do aparelho respiratório

Para o segundo estágio da pesquisa, cinco definições da variável dependente (*y*) foram utilizadas. A primeira consiste no número total de pessoas internadas por doenças do aparelho respiratório. Em um segundo momento, estratificações da primeira variável foram consideradas, compreendendo a contagem de doenças por faixas etárias de 0 a 4 anos e pessoas com 65 anos ou mais, além de categorização por doenças como influenza e pneumonia.

O Sistema Único de Saúde (SUS) fornece, por meio de um sistema público on-line (“TABNET”), dados sobre o número de internações por categorias de (i) Classificação Internacional de Doenças (CID-10), (ii) data de internação e (iii) município de residência do paciente. Entre outras variáveis, foram consideradas as categorias listadas no CID-10 – (J00-J99). A escolha por faixas etárias de crianças e idosos tem como base a literatura, uma vez que muitas pesquisas comprovam que crianças e idosos são mais suscetíveis a agravamento de doenças do aparelho respiratório (OSTRO e CHESTNUT, 1998; SALDANHA e BOTELHO, 2008; IGNOTTI *et al.*, 2010b; SILVA, 2010 e OLIVEIRA, 2011).

Outros estudos, além de considerarem a idade, também agregam diferentes tipos de doenças, como asma, pneumonia, influenza e doenças do aparelho cardiorrespiratório (SALDIVA *et al.* 1994; MASCARENHAS *et al.*, 2005; ANALITIS *et al.*, 2011).

¹⁵ A inclusão das variáveis de direção e velocidade do vento foi baseada em pesquisas de Freitas *et al.* (2005).

A variável explicativa (x) assumem valores de medidas da profundidade ótica do aerossol (AOD), o que representa a relação de interesse nas estimações¹⁶. Para variáveis de controle no modelo, foi considerada a umidade relativa do ar, captada junto à NASA MERRA (kg de vapor de água / kg de ar) a 2 metros. A métrica para umidade do ar foi usada em detrimento da métrica de umidade relativa, já que esta última estava disponível apenas em resolução menor ou para alguns *pixels* da Amazônia. Essas duas métricas incorporam vapor de água e umidade específica.

A variável de umidade relativa do ar é importante fator sobre a saúde respiratória, a queda ou a alta umidade relativa do ar pode implicar danos ao aparelho respiratório dos indivíduos, principalmente às pessoas com doenças pré-existentes, como um caso simples de resfriado. (CARMO *et al.*, 2010).

As variáveis de temperatura e precipitação foram obtidas a partir do conjunto de dados da Unidade de Pesquisa Climática da Universidade de *East Anglia* (CRU, 2018). Considerar variáveis climáticas para analisar a Amazônia Legal é de extrema importância, pois a floresta contribui com a maior parte das partículas que atuam como núcleos de condensação de nuvens (NCN), controlando os mecanismos de formação de nuvens e precipitação. Assim, a ausência de precipitação pode ter importantes impactos sobre o funcionamento ecossistêmico da Amazônia (ARTAXO *et al.*, 2002 e 2003; ROBERTS *et al.*, 2002 e ROSENFELD, 1999, 2000).

A área urbana foi obtida através do projeto de mapeamento do uso da terra “*TerraClass*” para a Amazônia, baseado em imagens Landsat (INPE-Embrapa, 2018). Já a área territorial dos municípios foi calculada a partir do *software* ArcGIS®, baseado no sistema de referência geográfica do IBGE. Estimativas anuais da população e PIB municipal, por sua vez, foram recuperadas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). E as *dummies* (variáveis binárias), utilizadas para estados, meses e anos.

3.3.4 Variáveis e fonte dos dados da análise da relação custos de internações por doença do aparelho respiratório e poluição

Para o processo de valoração da pesquisa, a variável dependente (y) os valores¹⁷ gastos pelo SUS para cobrir o custo das internações. Esses valores são o custo total das

¹⁶ Optou-se por não utilizar, nessa etapa, a medida de particulado por ausência de observações para o período de amostra de número de internações.

¹⁷ As variáveis monetárias (PIB e COI) foram corrigidas pela inflação com base no Índice de Preços ao Consumidor (IPCA, Ipeadata, 2019).

internações, pois o SUS é integralmente financiado por impostos e os pacientes, portanto, não contribuem diretamente (Brasil, 1990). Os custos considerados, vale mencionar, foram aqueles associados a doenças do aparelho respiratório (capítulo X da CID-10).

Utiliza-se, a princípio, o custo total para tratamento de doenças do aparelho respiratório referente a toda população. Em seguida, considera-se custos para o tratamento de crianças de 0 a 4 anos de idade, pessoas com 65 anos ou mais, além de categorização por doenças como influenza e pneumonia.

De acordo com a prática contábil vigente no SUS, o custo de internação hospitalar deve contemplar medicamentos, insumos, remuneração de pessoal, equipamentos e instalações (Kos *et al.*, 2015). Uma convenção contábil baseada em procedimentos é adotada com procedimentos básicos custeados pela administração central do SUS (Ministério da Saúde) e regularmente atualizada em formato de tabela, a qual é enviada às unidades de saúde em todo o país (Kos *et al.*, 2015).

As variáveis explicativas (x) assumem valores de medidas da profundidade ótica do aerossol (AOD) e as variáveis de controle foram as mesmas utilizadas no segundo estágio. Nessa análise, as variáveis, com exceção das *dummies*, estão em logaritmos.

3.3.5 Variáveis e fonte dos dados para análise de dependência temporal

Nessa etapa da pesquisa, os dados de profundidade ótica do aerossol (AOD), focos de queimadas, precipitação, temperatura, número de pessoas internadas por doenças do aparelho respiratório e valores do custo total das internações por doenças do aparelho respiratório foram extraídas das fontes já referidas anteriormente, na análise de painel. Os dados são mensais para os anos de 2009 a 2016. A Tabela 1 apresenta a análise descritiva das variáveis utilizadas em todos os estágios.

Tabela 1 Definição e Sumário das variáveis* para o estudo da Amazônia Legal

Descrição (Unidade de Medida)	Nome	Média (sd)	Min - Max
Número total de pessoas internadas com doenças do aparelho respiratório	nidar	19,93 (57,82)	0 - 1.619
Número de pessoas internadas com idade entre 0 e 4 anos com doenças do aparelho respiratório	nidar_0_4	8,173 (32,228)	0 - 1.215
Número de pessoas internadas com 65 anos ou mais com doenças do aparelho respiratório	Nidar_65	3,118 (7,371)	0 - 175
Número total de pessoas internadas com influenza	nidar_inf	0,492 (2,826)	0 - 108
Número total de pessoas internadas com pneumonia	nidar_pne	11,143 (34,027)	0 - 1.092
Custo para o sistema de saúde, de internações hospitalares por doenças respiratórias (R\$)	vdar	14204,26 (49203,79)	0 - 39.428,8
Custo para o sistema de saúde, de internações hospitalares por doenças respiratórias com pessoas de 0 a 4 anos (R\$)	vdar_0_4	4279,572 (18054,08)	0 - 727,3986
Custo para o sistema de saúde, de internações hospitalares por doenças respiratórias com 65 anos ou mais (R\$)	Vdar_65	2215,684 (8029,809)	0 - 200.250,5
Custo para o sistema de saúde, de internações hospitalares por causa de influenza (R\$)	vdar_inf	253,9389 (1601,505)	0 - 62.120,15
Custo para o sistema de saúde, de internações hospitalares por causa de pneumonia (R\$)	vdar_pne	6688,188 (23230,47)	0 - 774.309,1
Profundidade óptica de Aerossol - AOD (adimensional)	aod	143,78 (93,49)	1,67 - 93,5
Material Particulado com até 2,5 µm de diâmetro (PM 2,5) [µg/m ³]	pm_25	26,85 (8,8)	0 - 8,8
População total por município	pop	33423,97 (107572,3)	953 - 107.572,3
Produto Interno Bruto dos municípios (R\$)	Pib_mil	406797,6 (2023667)	6836,98 - 2023667
Temperatura [Kelvin]	temp	297,11 (1,36)	1,4 - 291,21
Precipitação (mm/ano)	prec	0,44 (1,31)	0 - 1,3
Umidade relativa do ar [kg/kg]	Umidade	16169,77 (2832,2)	6342,94 - 2832,2
Área Urbana [hectares]	a_urb	6,84 (21,39)	0 - 21,4
Área Municipal [km ²]	Área_km2	6981,39 (14088,95)	63,84 - 14089
Detecção de fogo [contagem]	foco	16,61 (74,93)	0 - 74,9
Frota de veículos (contagem)	frota	7734,34 (32483,07)	1 - 32483,1
Extensão de estradas (km)	l_rodovias	114,68 (134,34)	0 - 134,3
Direção do vento [graus]	w	203,75 (40,84)	0,02 - 40,8
Velocidade do vento [m/s]	s	1,23 (0,94)	0,01 - 0,9
Dummies de mês, ano e estados	(ano, mês, uf)		Omitida

* O número de observações é de 42.540 para todas as variáveis, exceto PM_{2,5}, que está disponível apenas para os anos de 2012, 2014 e 2016.

4 ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1 Resultados da relação de focos de queimadas com poluição

Buscou-se nessa etapa da pesquisa, identificar a relação entre o fogo e a *proxys* de poluição AOD e PM_{2,5}. Para isso, foi utilizado o modelo de dados em painel e foram estimados os modelos *Pooled*, modelo de efeito fixo e o modelo de efeito aleatório, buscando identificar, através de métodos estatísticos, o modelo que melhor se ajustava aos dados utilizados.

Conforme as Equações (14) e (15), foram estimados os modelos, em que o primeiro tem como variável dependente a profundidade ótica de aerossol (AOD) e o segundo tem como variável dependente particulados de moda fina (PM_{2,5}).

Inicialmente, analisou-se a estimação com AOD como variável dependente. Para verificação do modelo mais adequado a ser utilizado, foram realizados testes estatísticos indicados pela literatura. O primeiro foi o teste de Chow [F=5,98], em que se rejeitou a hipótese nula de que o modelo *pooled* fosse mais adequado do que o modelo de efeitos fixos com 1% de significância estatística (Prob > F = 0,0000).

Comparando o modelo *Polled* com o modelo de efeito aleatório, foi utilizado o teste do Multiplicador de Lagrange (LM) de Breusch-Pagan [χ^2 (01) =2335,85], em que se rejeitou a hipótese nula de que o modelo *pooled* fosse mais adequado que o modelo de efeito aleatório a 1% de significância estatística (Prob > χ^2 = 0,0000).

Por fim, foi realizado o teste de Hausman [χ^2 (06) = 478,38], a partir do qual constatou-se que a hipótese nula do teste foi rejeitada a 1% de significância estatística (Prob > χ^2 = 0.0000), o que mostra que o modelo de efeitos fixos é o mais indicado.

Após a verificação de modelo, estimou-se o modelo de efeitos fixos e, em adição, foram realizados testes de detecção de autocorrelação e heterocedasticidade. O teste de autocorrelação de Wooldridge [F(1,708) = 5051,112] rejeitou a hipótese nula de ausência de autocorrelação (Prob > F = 0,0000) com 1% de significância estatística. O teste de Wald para homocedasticidade também rejeitou [χ^2 (709) = 24486,60] a hipótese nula com 1% de significância estatística (Prob > χ^2 = 0,0000), mostrando heterocedasticidade no modelo, sendo corrigido através da estimação robusta.

Por fim, através do teste F, rejeitou-se a hipótese de que todos os coeficientes seriam estatisticamente iguais a zero com significância estatística de 1% probabilidade. A Tabela 2

apresenta os resultados da estimação robusta do modelo de efeitos fixos com a variável AOD como dependente. Todos os modelos estimados estão disponíveis no Apêndice A.

Tabela 2 Resultados da estimação do primeiro estágio com o modelo de efeito fixo para relação entre focos e AOD

	Coefficientes
foco	0,358 ^{***}
	(0,101)
Direção do vento (w)	83,35 ^{***}
	(4,862)
Velocidade do vento (s)	-48,99 ^{***}
	(4,304)
Frota veicular	7,649 ^{***}
	(1,741)
Extensão de rodovias	-
	-
2008	-
2010	28,87 ^{***}
	(1,486)
2012	10,31 ^{***}
	(1,504)
2014	4,110 ^{**}
	(1,986)
2016	7,743 ^{***}
	(2,330)
RO	-
	-
AC	-
	-
AM	-
	-
RR	-
	-
PA	-
	-
AM	-
	-
TO	-
	-
MA	-
	-
MT	-
	-
_cons	-334,2 ^{***}
	(27,41)
N	42,535
F	207,05
prob	0,000
within	0,1269
between	0,0489
overall	0,0945

PA = pooled, FE = efeitos fixos, RE = efeitos aleatórios; os erros padrão estão em parêntesis; + p<0.10, * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001. . l_focos – logaritmo de focos de queimadas, l_w – logaritmo de direção do vento, l_s – logaritmo de velocidade do vento, l_frota – logaritmo de frota veicular, l_rodovias – logaritmo de extensão de rodovias, ano_2008 A ano_2016 são as dummies para anos, RO – Rondônia AC – Acre, AM - Amazonas, RR- Roraima, PA - Pará, AP - Amapá, TO – Tocantins, MA – Maranhão e MT – Mato Grosso são as dummies para os estados que compõem a Amazônia Legal.

Fonte: Resultados da Pesquisa.

A variável foco de queimadas apresentou uma relação direta com AOD, ou seja, focos de queimadas podem gerar aumentos de $0,00358 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de AOD na atmosfera. Essa relação ocorreu de acordo com o esperado, além de complementar resultados de pesquisas já realizadas. Conforme Paixão (2011), durante o período em que ocorrem os aumentos de queimadas na Amazônia, a coluna atmosférica recebe uma alta carga de aerossóis, em que os valores da profundidade óptica podem chegar a 5,5 em medidas instantâneas, em contraponto à região de cerrado, que tem o pico de profundidade óptica em torno de 1,5.

As variáveis de controle, direção (w) e velocidade (s) do vento também foram significativas. Entretanto, a velocidade do vento apresenta relação inversa com AOD, ou seja, quanto maior a velocidade do vento, menor será a coluna de AOD na atmosfera. A literatura indica que, sendo AOD uma coluna de concentração de diferentes tipos de aerossóis, a velocidade do vento pode impactar na dissipação e ocasionar mudanças no nível de profundidade óptica (GOLDSMITH, 2005; COSTA *et al.*, 2014).

Além disso, os aerossóis podem ser transportados pelos ventos a diversos lugares, devido ao excesso de poluição. Prado e Da Costa (2013) afirmam que as partículas de aerossóis estão relacionadas ao ciclo hidrológico, pois estabelecem os núcleos de condensação de nuvens (NCV), os quais são importantes para a formação de gotículas de nuvens.

Todavia, em uma atmosfera poluída (geralmente em períodos de queimadas), o crescimento das nuvens pode ser amplamente comprometido, chegando a não precipitar no local. Esse fenômeno leva à evaporação das gotas e, dessa maneira, a água, juntamente com os aerossóis, não retornam ao solo e são levados, pelos ventos, a outros lugares.

A frota veicular, que é a *proxy* de poluição não ocasionada pelo fogo, apresentou valor positivo, conforme o esperado, evidenciando que um aumento em 1% no número de veículo gera aumento de emissão de gases¹⁸ que, conseqüentemente, afeta diretamente a coluna da profundidade óptica de aerossol em $0,07649 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Existe uma crescente preocupação em relação ao combate de emissões de gases nocivos à saúde gerados por veículos. De modo amplo, os estudos que analisam os impactos da poluição veicular sobre saúde no Brasil se concentram em análises para a cidade de São Paulo. Contudo, as grandes cidades localizadas na Amazônia Legal, além de sujeitas à exposição da poluição veicular, apresentam alta concentração de fumaça de queimadas.

¹⁸ Os gases emitidos por veículos são: Monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO_x), hidrocarbonetos (HC), Metano (CH_4), aldeídos (CHO), material particulado (MP) e dióxido de carbono (CO_2). Disponível em: https://www.mma.gov.br/estruturas/163/_arquivos/proconve_163.pdf. Acesso: maio de 2019.

Valois (2015) argumenta, em relação à frota veicular, que esse é um problema enfrentado nas grandes cidades da Amazônia. Na cidade de Manaus, a frota veicular, até junho de 2015, tinha cerca de 668 mil veículos, com um ritmo de crescimento de três mil novos veículos emplacados por mês.

Considerando um veículo de transporte individual, de acordo com a instituição *Kelley Blue Book Brazil* – (KBB), o brasileiro percorre, em média, 12.900 km por ano. Em relação aos três mil novos veículos emplacados em Manaus, isso corresponde a 37.440¹⁹ toneladas de CO₂, desconsiderando todos os outros poluentes emitidos, o que mostra o impacto significativo dessa variável nos níveis de poluição na Amazônia Legal.

Quando considerada, na análise, a *proxy* de poluição Material Particulado de moda fina PM_{2,5} como variável dependente, todos os testes estatísticos também foram realizados.

O primeiro teste realizado foi o teste de Chow [F= 10.05], em que foi rejeitada a hipótese nula de que o modelo *pooled* fosse mais adequado que o modelo de efeitos fixos com 1% de significância estatística (Prob > F = 0.0000).

Comparando o modelo *Polled* com o modelo de efeito aleatório, foi utilizado o teste do Multiplicador de Lagrange (LM) de Breusch-Pagan [chibar2(01) = 3075.59], a partir do qual se rejeitou a hipótese nula de que o modelo *pooled* fosse mais adequado que o modelo de efeito aleatório a 1% de significância estatística (Prob > χ^2 = 0.0000).

Por fim, o teste de Hausmam foi realizado [chi2(6) = 1035.86] e constatou-se que a hipótese nula do teste foi rejeitada a 1% de significância estatística (Prob > χ^2 = 0.0000), o que evidencia que o modelo de efeitos fixos é o mais indicado.

Após a verificação de modelo, estimou-se o modelo de efeitos fixos e, em adição, foram realizados testes de detecção de autocorrelação e heterocedasticidade. O teste de autocorrelação de Wooldridge [F(1,708) = 2871,833] rejeitou a hipótese nula de ausência de autocorrelação (Prob > F = 0.0000) com 1% de significância estatística.

O teste de Wald para homocedasticidade também rejeitou [χ^2 (709) =21070,00] a hipótese nula com 1% de significância estatística (Prob> χ^2 =0.0000), apontando heterocedasticidade no modelo. Por fim, por meio do teste F, rejeitou-se a hipótese de que todos os coeficientes seriam estatisticamente iguais a zero com significância estatística de 1% probabilidade. Assim, estimou-se o modelo de efeitos fixos robustos, a fim de corrigir os problemas referidos acima.

¹⁹ O cálculo foi realizado com base na média de km por ano da pesquisa da KBB, e a calculadora digital de emissões. Disponível em: <http://www.iniciativaverde.org.br/> Acesso: Junho de 2019.

A Tabela 3 apresenta os resultados da estimação do modelo de efeitos fixos com a variável $PM_{2,5}$ como dependente.

Tabela 3 Resultados da estimação do primeiro estágio com o modelo de efeito fixo da relação entre focos e $PM_{2,5}$

	Coefficientes
foco	0,0587 ^{***} (0,00913)
Direção do vento (w)	-1,530 ^{***} (0,337)
Velocidade do vento (s)	-0,981 ^{***} (0,360)
Frota veicular	20,93 ^{***} (1,808)
Extensão de rodovias	-
ano_2010	-
ano_2012	-
ano_2014	-6,997 ^{***} (0,188)
ano_2016	-9,359 ^{***} (0,282)
AC	-
AM	-
RR	-
PA	-
AP	-
TO	-
MA	-
MT	-
_cons	-118,7 ^{***} (13,05)
N	25,524
F	1066.958
prob	0,000
within	0,2051
between	0,0483
overall	0,0213

PA = pooled, FE = efeitos fixos, RE= efeitos aleatórios; os erros padrão estão em parêntesis; + $p < 0.10$, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$. . Focos - focos de queimadas, l_w – logaritmo de direção do vento, l_s – logaritmo de velocidade do vento, l_{frota} – logaritmo de frota veicular, $l_{rodovias}$ – logaritmo de extensão de rodovias, ano_2008 A ano_2016 são as dummies para anos. RO – Rondônia AC – Acre, AM - Amazonas, RR- Roraima, PA - Pará, AP - Amapá, TO – Tocantins, MA – Maranhão e MT – Mato Grosso são as dummies para os estados que compõem a Amazônia Legal.

Fonte: Resultados da pesquisa.

Todas as variáveis foram significativas a 5% no modelo de efeito fixo, que apresentou resultados robustos. O aumento de 1% nos focos de queimadas gera o aumento de $0,000587 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{PM}_{2,5}$ na atmosfera. Em complemento aos resultados encontrados, tem-se que, em períodos de seca, que é o de maior número de ocorrências de queimadas na Amazônia Legal, ocorre um aumento na quantidade de particulados de moda fina $\text{PM}_{2,5}$, principalmente na região do arco do desflorestamento. (PAIXÃO, 2011).

As variáveis de velocidade e direção do vento apresentaram relação inversa, evidenciando que o aumento de velocidade e direção do vento pode dissipar a poluição. O Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas (2012) afirma que partículas de moda fina ($\text{PM}_{2,5}$) apresentam composição gravitacional baixa e isso possibilita que sejam transportadas pelos ventos, podendo chegar a milhares de quilômetros de onde foram produzidas. Gonçalves (2014) discutiu, em sua pesquisa, que a existência de vento pode proporcionar um efeito de diluição sobre a concentração de poluentes, sendo que a existência de ventos é um fator determinante no que se refere à direção de dissipação das partículas.

Em relação à frota veicular (proxy de poluição não ocasionada por fogo), os resultados apontam uma relação positiva e significativa, uma vez que aumentos de poluição gerada por veículos motores afetam a quantidade de $\text{PM}_{2,5}$ na atmosfera em $0,2093 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

A pesquisa de Liu *et al.* (2003) confirmou que a concentração de material particulado é diretamente influenciada pelas emissões ocasionadas por veículos. Os autores encontraram uma concentração média de PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$ iguais a 133,4 e $44,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. Considerando as emissões geradas por veículos motores, os valores médio foram de 383,6 e $168,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente.

Os resultados das estimativas apresentados na Tabela 2 e Tabela 3 mostraram que há uma relação positiva entre focos de queimadas e níveis de poluição. Além disso, evidenciaram que a frota veicular é, também, uma fonte direta na determinação de quantidade de poluentes na atmosfera. Uma vez que o interesse central dessa etapa da pesquisa consiste em validar o processo de relação entre queimadas e poluição, conclui-se que a relação é positiva e estatisticamente significativa, tanto para níveis de AOD quanto para os níveis de $\text{PM}_{2,5}$.

Esses resultados legitimam o segundo estágio da pesquisa, o qual busca evidenciar que a poluição gerada por queimadas pode afetar a saúde humana, gerando aumento no número de internações por doenças do aparelho respiratório e, conseqüentemente, gerando custos referentes à demanda excedente por atendimento hospitalar.

4.2 Resultados da relação entre internações e poluição

Após a verificação da relação entre queimadas e níveis de poluição no primeiro estágio na seção anterior, este estágio busca-se identificar a relação entre poluição medida pela profundidade óptica de aerossóis e número de pessoas internadas por doenças do aparelho respiratório.

As estimações seguiram o modelo de Poisson e modelo Binomial Negativo. O teste de sobredispersão rejeitou, a 5% de significância estatística, a hipótese de que os momentos das variáveis dependentes seriam idênticos. Portanto, todos os modelos foram estimados, mas a análise interpretativa é realizada apenas via modelo de distribuição Binomial Negativa.

Através do processo de estimação, os modelos populacionais não apresentaram convergência. Pelo teste de Hausman, os modelos de efeitos aleatórios se mostraram inconsistentes e a superdispersão na contagem de doenças foi relevante. Assim, os modelos de efeitos fixos binomiais negativos foram a única especificação robusta entre os estimados. O modelo Binomial Negativo com erros robustos, de acordo com Cameron e Trivedi (2005), é eficiente e consistente, do mesmo modo que a especificação de Poisson. Em todos os modelos estimados, vale mencionar, os erros-padrão foram estimados por mecanismos de *remostragem de bootstrap*.

Os modelos de regressão estimados buscaram relacionar o aumento do número de internações por doenças do aparelho respiratório ao aumento dos níveis de poluição (AOD) ocasionados por queimadas e, ainda, a variáveis de controle, como PIB por mil habitantes, população total, área urbana e área por km², além de variáveis climáticas, como umidade relativa do ar, precipitação e temperatura.

As estimações foram realizadas para o número de pessoas internadas por doenças respiratórias, para crianças de 0 a 4 anos, para idosos de 65 anos ou mais e para os casos de influenza e pneumonia. Os resultados de todas as estimações realizadas estão apresentados nas Tabelas B.1 a B.5 do Apêndice B.

Os resultados para os modelos Binomial Negativos de efeito fixo são apresentados na Tabela 4 para o total da população, para o caso de crianças de 0 a 4 anos, para idosos de 65 anos ou mais, casos de influenza e casos de pneumonia.

Tabela 4 Estimacões do segundo estágio

	Nidar	Nidar_0 a 4	Nidar_65	Nidar_influenza	Nidar_pneumonia
AOD	0,00014186 ^{***} (0,00003436)	-0,00001120 (0,00005029)	0,00034044 ^{***} (0,00005061)	0,00029616 ⁺ (0,00016593)	0,00012705 [*] (0,00005168)
l_pop	0,45309853 ^{***} (0,05225227)	0,38661943 ^{***} (0,07765294)	0,45533366 ^{***} (0,07486336)	0,19483323 (0,16671685)	0,43875216 ^{***} (0,06602577)
l_pib_mil	0,03702598 (0,03707120)	-0,01746458 (0,04950645)	-0,02458475 (0,05005496)	-0,02138643 (0,11796710)	0,01212233 (0,05096878)
l_temperatura	-8,721e+00 ^{***} (1,62244177)	-1,091e+01 ^{***} (2,11900195)	-8,622e+00 ^{***} (1,57396228)	-1,314e+01 ⁺ (7,62653822)	-1,074e+01 ^{**} (3,58745754)
l_precipitaçao	-0,03553990 ⁺ (0,02108746)	-0,09614212 ^{***} (0,02721602)	0,00585046 (0,02279989)	-0,00252688 (0,13019456)	-0,04107662 (0,02667821)
l_Umidade	-0,01203036 (0,04067635)	0,09438472 ⁺ (0,05314488)	-0,21178567 ^{***} (0,03755329)	-0,06144181 (0,13890739)	0,05809477 (0,05607013)
l_a_urb	0,03231331 (0,02952127)	-0,00999486 (0,03154697)	0,06548090 (0,04266185)	0,08799967 (0,09048231)	0,02635489 (0,03693981)
l_aream2	-0,04535037 (0,03210975)	0,01525474 (0,02726783)	-0,02642299 (0,03605026)	-0,15369147 (0,09885466)	0,00291490 (0,03195112)
2008					
2010	0,26959629 ⁺ (0,16332192)	0,07150649 ^{***} (0,01992505)	0,12548596 ^{***} (0,02183181)	0,52997046 ^{***} (0,11499850)	0,08228931 ^{**} (0,02726946)
2012	-0,78688636 ^{***} (0,18184824)	-0,15294248 ^{***} (0,02430385)	0,13009480 ^{***} (0,02749440)	0,52949795 ^{***} (0,13862875)	-0,07150094 ^{**} (0,02713624)
2014	0,18663864 (0,16815015)	-0,15251748 ^{***} (0,03445824)	0,14513962 ^{***} (0,03053073)	0,52233072 ^{***} (0,14612118)	-0,06879566 [*] (0,02808439)
2016	0,07026833 (0,12794883)	-0,43359958 ^{***} (0,03355232)	-0,02772405 (0,03898439)	0,40622762 ^{**} (0,15227512)	-0,34659513 ^{***} (0,03933730)
RO					
AC	0,26959629 ⁺ (0,16332192)	-0,00426205 (0,19257551)	0,25289978 (0,37231038)	0,89300867 (0,64466199)	-0,03557309 (0,18082166)
AM	-0,78688636 ^{***}	-0,68085370 ^{***}	-0,54978865 [*]	-0,60575687	-0,80610645 ^{***}

Continua

	(0,18184824)	(0,15429100)	(0,25279335)	(0,41312403)	(0,19653793)
RR	0,18663864	-0,07749658	-0,22438269	-0,99129611	0,15280963
	(0,16815015)	(4,28771247)	(0,31814336)	-1,26E+04	(0,17264506)
PA	0,07026833	0,14875036	0,14582828	-0,44313156	-0,11274556
	(0,12794883)	(0,15244950)	(0,19270725)	(0,38007750)	(0,13888233)
AP	0,05262222	-0,09436570	0,52932911	-0,26660417	0,15432605
	(0,24957424)	(0,32357850)	(1,49206784)	(0,61111215)	(2,19664831)
TO	0,55078657***	0,26903951 ⁺	0,51434144*	-0,25762170	0,51736893
	(0,14442297)	(0,15299737)	(0,20051777)	(0,41301440)	(1,52141906)
MA	-0,37059343**	-0,18255525	-0,23131108	-0,26931094	-0,44665480**
	(0,13829028)	(0,15139012)	(0,20445515)	(0,45028954)	(0,14154640)
MT	0,25234486 ⁺	0,08251232	0,25583063	-0,28548600	0,05538952
	(0,14347202)	(0,14222163)	(0,16463615)	(0,47599680)	(0,14088063)
Jan					
Fev	0,02000848*	0,04998163**	-0,09522648***	0,05569115	-0,00421481
	(0,00965783)	(0,01750511)	(0,01510274)	(0,05649803)	(0,01080572)
Mar	0,31399351***	0,42795327***	0,13068409***	0,33079866***	0,31990506***
	(0,00947384)	(0,01804792)	(0,01721552)	(0,06466572)	(0,01298838)
Abr	0,35361341***	0,54276346***	0,15130316***	0,39518247***	0,37756149***
	(0,01314004)	(0,02053100)	(0,01941462)	(0,07176131)	(0,01506478)
Mai	0,39409905***	0,62734649***	0,14241176***	0,40081118***	0,42871209***
	(0,01139544)	(0,01993108)	(0,02124271)	(0,06149323)	(0,01688430)
Jun	0,31913905***	0,60236638***	0,06751580**	0,24970645***	0,37573370***
	(0,01599604)	(0,02193056)	(0,02057579)	(0,07058045)	(0,01985776)
Jul	0,17865081***	0,38139926***	0,03522531	0,12300316	0,24010736***
	(0,02094034)	(0,03132525)	(0,02195039)	(0,08745216)	(0,02170469)
Ago	0,12972481***	0,28423962***	-0,02478022	0,07441402	0,17365804***
	(0,02436957)	(0,03342900)	(0,01940694)	(0,10240254)	(0,02426968)
Set	0,11637525***	0,29093258***	-0,07427918***	0,04164567	0,16020901***
	(0,02053229)	(0,02489336)	(0,02060355)	(0,09678973)	(0,02420269)
Out	0,08696066***	0,26314933***	-0,06437496***	0,03209631	0,10445675***
	(0,01563460)	(0,01933692)	(0,01880737)	(0,07948183)	(0,02189737)
Nov	-0,01245084	0,16017681***	-0,17848204***	-0,01965119	-0,01926136
	(0,01339907)	(0,01710568)	(0,02070098)	(0,07489296)	(0,01790766)
Dez	-0,12513716***	-0,01041624	-0,18224269***	-0,12386266	-0,12485771***
	(0,01120142)	(0,01877979)	(0,01666789)	(0,09554958)	(0,01819421)

Continua

_cons	4,632e+01 ^{***}	5,833e+01 ^{***}	4,825e+01 ^{***}	7,334e+01 ⁺	5,700e+01 ^{**}
	(9,38161667)	(1,22E+04)	(8,92216249)	(4,35E+04)	(2,06E+04)
N	42.475	42.475	42.475	42.475	42.475
chi2	1,13E+07	1,04E+07	2,41E+06	1,72E+06	1,25E+07
ll	-1,20E+08	-8,80E+07	-6,51E+07	-1,72E+07	-1,00E+08
p	0,000	0,000	0,000	0,000	0,00000000
N_clust	709,000	709,000	708,000	497,000	709,000

Os erros padrão estão em parêntesis; + p<0.10, * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001.

Aod- Profundidade óptica de aerossóis, l_pop – logaritmo das estimativas populacionais, l_pib_mil – logaritmo do produto interno bruto por mil habitantes, l_temperatura – logaritmo da temperatura por município, l_precipitação – logaritmo de precipitação por município, l_umidade – logaritmo da umidade relativa do ar por município, l_a_urb – logaritmo da área urbana do município, l_area_km2 – logaritmo da área por km² por município, 2008 a 2016 – Dummies de anos e RO – Rondônia AC – Acre, AM - Amazonas, RR- Roraima, PA - Pará, AP - Amapá, TO – Tocantins, MA – Maranhão e MT – Mato Grosso são as dummies para os estados que compõem a Amazônia Legal.

Fonte: Resultados da Pesquisa.

Os resultados das estimações mostraram que, para o total da população e para pessoas com 65 anos ou mais, os efeitos da poluição foram significativos a 1%, evidenciando que variações positivas sobre a poluição geram aumentos no número de internações de modo geral e para os casos de idosos.

O aumento de uma micrograma cúbica de aod gera um aumento de 0,00014186 pontos percentuais em Nidar e 0,00034044 em internações de idosos. Esses resultados convergem com os encontrados por Ignotti *et al.* (2010b), cuja pesquisa evidenciou que emissões de fumaça de queimadas geram agravamento no quadro de saúde de idosos. Os autores apontaram, ainda, que o risco relativo de internações por doenças do aparelho respiratório para idosos é 6,8% maior quando ocorre o aumento de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ de material particulado. Em diálogo, Ribeiro (p. 375, 2009) evidenciou que “pessoas com mais de 65 anos tinham mais chance de ser re-hospitalizadas, após o período das queimadas”.

Os casos de pneumonia e influenza também apresentaram relação positiva com a poluição a uma significância de 10%. Isso indica que o aumento de poluição pode afetar diretamente os níveis de bem-estar de pessoas com doenças pré-existentes, aumentando o risco de hospitalização.

Pesquisas como as de Kunii *et al.* (2002), Lipsett *et al.* (1994) e Jayachandran (2009) ressaltam que pessoas com doenças respiratórias agudas estão sujeitas ao agravamento de caso clínico, caso sejam expostas à fumaça de queimadas. Já os estudos de Pope, (2000) e Johnston *et al.*, (2002) apontaram evidências de relação positiva entre casos de influenza e poluição gerada por queimadas.

Ao contrário do esperado, as contagens de internações para crianças de 0 a 4 anos de idade não apresentaram significância estatística nessa pesquisa. Esse resultado foi discordante da maioria das pesquisas anteriores, as quais, ao avaliarem crianças, encontraram uma relação significativa e direta entre poluição e internações hospitalares por doenças do aparelho respiratório em crianças, (LANZIERI, 2008 e MASCARENHAS *et al.*, 2008).

O resultado de não significância para os casos de crianças pode ser justificado pelo fato de que a relação positiva entre elas e poluentes depende do tempo em que estão expostas a ambientes externos. Crianças em faixa etária escolar são mais suscetíveis à exposição, o que não ocorre nos casos aqui analisados, uma vez que crianças de 0 a 4 anos de idade tendem a ficar em ambientes fechados.

Nesse sentido, Rosa *et al.* (2008) sugerem que fatores operacionais, tais como a contratação de médicos para o serviço público, o início de período letivo e a presença de

fungos mais alergênicos, relacionados ao aumento de umidade, podem ser importantes fatores sobre a saúde infantil.

Vale ressaltar que os estudos que avaliaram a relação epidemiológica de internações hospitalares de crianças de 0 a 4 anos por doenças do aparelho respiratório utilizam métodos de análise diferentes do proposto nesta pesquisa. Muitos estudos analisam o aumento direto de atendimento e internações dados a ocorrência de eventos que aumentam ou aumentaram a poluição, correlacionando a poluição com os atendimentos hospitalares, o que não considera nenhum método econométrico para verificar a relação. Isto pode justificar o fato dos resultados desta pesquisa serem tão discrepante aos estudos encontrados na literatura epidemiológica.

O aumento populacional também foi uma variável significativa para o total da população de idosos e de casos de pneumonia a 1% de significância, isto reflete o que já era esperado, pois com o aumento da população, aumenta o número de pessoas exposta a poluentes e conseqüentemente podem afetar o número de internações hospitalares. Esses é um fator ainda mais preocupante, a região estudada vem crescendo ao longo dos anos, entre os anos de 1950 a 2007, a população da Amazônia Legal cresceu 516%, ritmo bem acima da média nacional, que correspondeu a 254%, o que mostra que o percentual de pessoas exposta a poluição de queimadas vem aumentando (IBGE, 2010).

Ao longo desses anos, o processo de mudanças do uso do solo foi condicionado por processos econômicos; da mesma forma, as causas profundas do processo de desmatamento, que por vezes geram queimadas, estiveram associadas ao crescimento dos mercados para os produtos, à urbanização, ao crescimento populacional, a fatores estruturais, culturais e, finalmente, às políticas governamentais (KAIMOWITZ e ANGELSEN, 1998; GEIST e LAMBIN, 2002 e RIVERO *et al.*, 2009).

Quanto às variáveis climáticas, a temperatura foi estatisticamente significativa para todos os modelos estimados, o que aponta uma relação inversa com o número de internações. Ou seja, o aumento de temperatura na região da Amazônia Legal reduz o número de internações por doenças do aparelho respiratório.

A precipitação foi significativa apenas para os casos de crianças, apresentando relação inversa. A variável umidade relativa do ar foi significativa somente para os casos de idosos, também com relação inversa. Ou seja, quanto maior a umidade relativa do ar, menor será o número de pessoas idosas internadas por doenças do aparelho respiratório.

O estudo de Rosa *et al.*, (2008) mostra uma relação inversa à encontrada nessa pesquisa, os autores afirmam que menor temperatura, aliada a menor umidade relativa do ar, parece contribuir para a redução na frequência de atendimentos por doenças respiratórias.

A variável de medida de renda não apresentou significância estatística para nenhum modelo estimado. O esperado era uma relação positiva, devido ao fato da literatura abordar que a redução de vulnerabilidade econômica possibilita um maior /melhor acesso a medidas de mitigação e prevenção à exposição de fumaça de queimadas. As variáveis área urbana e área por km² também não apresentaram significância estatística, isto pode ter ocorrido devido a não variação ao longo do tempo da variável e o efeito estar sendo captado pelo efeito fixo.

Uma relação importante a ser observada refere-se ao fato de que os meses de seca, isto é, de junho a outubro, foram significativos e positivos para o total da população, crianças, idosos e a pneumonia, evidenciando que, no período mencionado, em que ocorre o maior número de queimadas, há, por efeito, aumento no número de internações.

A relação epidemiológica entre poluição de queimadas (AOD) e internações por doenças do aparelho respiratório foi confirmada estatisticamente para o total da população, para pessoas de 65 anos ou mais e para os casos influenza e pneumonia.

Após verificar a existência de uma relação epidemiológica positiva, é importante verificar a relação entre a poluição e os custos associados a internações. Na análise do custo doença (COI), foram estimados como variável dependente o custo de internações por doenças do aparelho respiratório, o custo para o total da população da Amazônia Legal, para crianças de 0 a 4 anos, para idosos de 65 anos ou mais, além de custos de internações por influenza e por pneumonia.

Nessa etapa, foi utilizado o modelo de dados em painel tradicional, a mesma metodologia do primeiro estágio da pesquisa. Inicialmente, foram realizados os testes estatísticos necessários para as escolhas de modelos e o modelo de efeitos fixos foi o que apresentou robustez na estimação para todos os casos de variáveis dependentes estimados.

Posteriormente, foi verificada a presença de autocorrelação e heterocedasticidade nas séries. O processo de correção de heterocedasticidade ocorreu através da estimação do modelo de efeitos fixos robusto.

Os resultados das estimações das cinco equações estão nas Tabelas B.6 a B.10 no Apêndice B. Já os modelos de efeitos fixos robustos estimados para cada caso estão apresentado na Tabela 5.

Tabela 5 Estimacões modelos de efeito fixos para custos de internacões

Variáveis	Estimacões				
	l_Vdar	l_Vdar_0_4	l_Vdar_65	l_Vdar_influenza	l_Vdar_pneumonia
l_aod	0,0833*** (0,0280)	0,0451 (0,0351)	0,151*** (0,0358)	0,0509*** (0,0194)	0,0852** (0,0365)
l_pop	0,357 (0,430)	0,597 (0,379)	0,824* (0,454)	-0,274 (0,321)	0,583 (0,514)
l_pib_mil	-0,0403 (0,0951)	-0,126 (0,122)	0,0197 (0,126)	-0,159 (0,104)	-0,0668 (0,125)
l_temperatura	-13,21*** (4,801)	-23,85*** (4,802)	-16,20*** (5,924)	-7,155* (4,156)	-20,10*** (4,807)
l_precipitaçã	-0,0729 (0,0551)	-0,262*** (0,0619)	0,134* (0,0742)	0,00390 (0,0565)	-0,124** (0,0576)
l_Umidade	0,167* (0,0895)	0,314*** (0,110)	-0,231** (0,116)	0,00837 (0,0635)	0,170** (0,0769)
l_a_urb	0,0644 (0,102)	0,121 (0,125)	0,147 (0,125)	0,229 (0,144)	0,138 (0,101)
l_areakm2	-	-	-	-	-
2008	-	-	-	-	-
2010	0,215*** (0,0608)	0,155** (0,0637)	0,419*** (0,0559)	0,296*** (0,0523)	0,174*** (0,0639)
2012	-0,148** (0,0671)	-0,426*** (0,0804)	0,241*** (0,0761)	0,284*** (0,0611)	-0,233*** (0,0763)
2014	-0,198** (0,0878)	-0,463*** (0,104)	0,187** (0,0929)	0,263*** (0,0843)	-0,251*** (0,0921)
2016	-0,795***	-1,107***	-0,185*	0,197**	-0,896***

Continua

	(0,0976)	(0,102)	(0,0990)	(0,0854)	(0,104)
Fev	0,0276	0,0992**	-0,129**	0,0391	-0,00659
	(0,0449)	(0,0437)	(0,0638)	(0,0254)	(0,0585)
Mar	0,466***	0,752***	0,214***	0,189***	0,579***
	(0,0443)	(0,0698)	(0,0644)	(0,0379)	(0,0582)
Abr	0,542***	0,976***	0,298***	0,225***	0,699***
	(0,0487)	(0,0530)	(0,0625)	(0,0357)	(0,0614)
Mai	0,695***	1,126***	0,305***	0,272***	0,845***
	(0,0474)	(0,0637)	(0,0561)	(0,0391)	(0,0662)
Jun	0,609***	1,123***	0,270***	0,197***	0,770***
	(0,0517)	(0,0697)	(0,0642)	(0,0424)	(0,0719)
Jul	0,426***	0,801***	0,264***	0,117***	0,549***
	(0,0589)	(0,0666)	(0,0637)	(0,0431)	(0,0716)
Ago	0,373***	0,660***	0,124*	0,0595	0,453***
	(0,0524)	(0,0789)	(0,0680)	(0,0400)	(0,0645)
Set	0,293***	0,657***	0,000773	0,0321	0,452***
	(0,0465)	(0,0661)	(0,0739)	(0,0431)	(0,0613)
Out	0,185***	0,520***	-0,0255	0,0156	0,295***
	(0,0472)	(0,0534)	(0,0700)	(0,0412)	(0,0585)
Nov	-0,107**	0,243***	-0,376***	-0,0138	-0,0384
	(0,0473)	(0,0476)	(0,0639)	(0,0363)	(0,0552)
Dez	-0,357***	-0,128**	-0,496***	-0,0656*	-0,299***
	(0,0498)	(0,0619)	(0,0688)	(0,0384)	(0,0569)
_cons	77,38***	133,5***	89,76**	45,10*	113,6***
	(27,83)	(28,01)	(35,15)	(24,19)	(27,59)
Corr(u_i, Xb)	0,5018	0,5201	0,5320	-0,4596	0,5320
R ²					
within	0,0421	0,0557	0,0149	0,0080	0,0384
between	0,6598	0,6819	0,6537	0,0887	0,6346

Continua

overall	0,2561	0,2923	0,3215	0,0178	0,2919
Sigma_u	1,94830	2,10860	1,81148	1,48157	1,98924
Sigma_e	2,12197	2,48937	2,61423	1,78368	2,46875
rho	0,45741	0,41775	0,32439	0,40826	0,39366
N	42535	42535	42535	42535	42535
chi2	1916,07	1718,31	688,08	223,24	2503,56
p	0,0000	0,0000	0,0000	0,000	0,0000
N_clust	709	709	709	709	709

Os erros padrão estão em parêntesis; + $p < 0,10$, * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

l_Vdar – logaritmo do valor gasto com internações por doenças do aparelho respiratório, l_Vdar_0_4 – logaritmo do valor gasto com internações de crianças de 0 a 4 anos de idade por doenças do aparelho respiratório, l_Vdar_65 – logaritmo do valor gasto com internações de idosos de 65 anos ou mais com doenças do aparelho respiratório, l_Vdar_influenza – logaritmo do valor gasto com internações de casos de influenza, l_Vdar_pneumonia – logaritmo do valor gasto com internações de casos de pneumonia, l_Aod – logaritmo da profundidade óptica de aerossóis, l_pop – logaritmo das estimativas populacionais, l_pib_mil – logaritmo do produto interno bruto por mil habitantes, l_temperatura – logaritmo da temperatura por município, l_precipitação – logaritmo de precipitação por município, l_umidade – logaritmo da umidade relativa do ar por município, l_a_urb – logaritmo da área urbana do município, l_area_km2 – logaritmo da área por km² por município, 2008 a 2016 – Dummies de anos e RO – Rondônia AC – Acre, AM - Amazonas, RR- Roraima, PA - Pará, AP - Amapá, TO – Tocantins, MA – Maranhão e MT – Mato Grosso são as dummies para os estados que compõem a Amazônia Legal.

Fonte: Resultados da Pesquisa.

Os resultados das cinco estimações com modelo de efeitos fixos são apresentados na Tabela 5, cujos resultados são consistentes, bem como os encontrados na relação epidemiológica.

Os níveis de profundidade óptica de aerossóis foram estatisticamente significativos a 1%, em uma relação positiva com os custos de internações totais com doenças do aparelho respiratório, para idosos de 65 anos ou mais, para os casos de influenza e de pneumonia.

O aumento de 1% nos níveis de aod na atmosfera geram aumentos de 0,083% nos custos totais com internações por doenças do aparelho respiratório. Para o caso de idosos de 65 anos ou mais, os impactos são maiores. Nesse sentido, o aumento de 1% nos níveis de aod geram o aumento de 0,15% nos custos de internações de idosos. Para os casos de influenza e pneumonia, o aumento de 1% de aod gera aumentos de 0,050% e 0,085% nas internações, respectivamente.

Esses resultados são coerentes com os encontrados na literatura. De Mendonça, Sachside e Loureiro (2006) também analisaram os custos de internações hospitalares por doenças do aparelho respiratório na Amazônia e encontraram uma relação positiva entre poluição de queimadas e custos, estimando um custo de tratamento hospitalar com doenças respiratórias entre US\$ 870 mil à US\$ 2,5 milhões de dólares. Esses custos, vale mencionar, consideram os custos privados de perdas de atividades mais as despesas de tratamento à saúde.

A análise epidemiológica não encontrou nenhuma significância estatística entre custos de internações para crianças de 0 a 4 anos com níveis de poluição provenientes de queimadas.

Dentre as variáveis de controle do modelo para os custos de internações de idosos, a população apresentou uma relação direta e significativa a 5%, resultado que vai ao encontro do esperado. Assim, o aumento de idosos, conseqüentemente, pode aumentar a probabilidade de internações, o que gera maiores custos.

Essa é uma grande preocupação com a população brasileira, e não apenas com a da região da Amazônia Legal. A expectativa de vida do brasileiro é de 72,78 anos, de acordo com IBGE (2018). Até 2060, a cada quatro pessoas no Brasil, uma será idosa, o que refletirá 25,5% do total da população nacional.

Os resultados das variáveis climáticas apontam consistências com a estimativa anterior, com relação inversa. A temperatura foi significativa para todos os modelos estimados em 5% de significância estatística; para o caso de idosos, a umidade relativa do ar também foi fator determinante sobre os custos estimados, desconsiderando apenas o caso de influenza. A precipitação foi estatisticamente significativa para os custos associados a

idosos, com relações diretas. Dessa forma, aumento de precipitação gera aumento de internações.

As *dummies* mensais apresentam informações importantes, nos períodos de seca extrema na Amazônia Legal que são os meses de julho a outubro os resultados foram positivos e significativos em relação aos custos de internações, evidenciando que nestes meses existe um aumento de custos, todavia, nos meses de novembro e dezembro que é quando ocorrem o início do período de chuvas, os resultados mostraram uma relação inversa e significativa, ou seja, nestes períodos tendem a reduzir os custos de internações pois o acúmulo de poluentes na atmosfera se reduzem devido a existência de precipitação.

Todavia, é importante salientar que diversos fatores em conjunto podem estar associados a estes resultados, isto é, de março a junho o resultado também foi positivo e significativo conforme o período de seca, entretanto este período está geralmente associado a variabilidades climáticas do que com concentração de poluentes, portanto, requer um aprofundamento maior na análise de cruzamento de variáveis que se complementam nos efeitos analisados.

Os resultados encontrados nesta seção de análise evidenciam que o aumento de queimadas é determinante nos custos de internações hospitalares por doenças do aparelho respiratório. Assim, com o aumento de queimadas existe um aumento da demanda por serviços hospitalares, e, conseqüentemente, o aumento nos custos com internações ocasionadas por exposição a fumaça de queimadas.

4.3 Resultados da análise de dependência temporal entre temperatura, focos de queimadas, poluição e número/custos de internações hospitalares por doenças do aparelho respiratório.

Nessa etapa dos resultados, o objetivo é estimar um modelo multivariado que permita obter uma caracterização detalhada da interdependência estatística entre focos de queimadas, poluição e internações hospitalares por doenças do aparelho respiratório.

Para a estimação dos modelos, foram realizados, inicialmente, testes estatísticos. O modelo vetorial auto-regressivo (VAR) apresenta como premissa que as séries a serem analisadas sejam estacionárias. Para tanto, a literatura indica a realização de testes estatísticos para verificação de presença de raiz unitária. A pesquisa utilizou-se de quatro testes, sendo o de Dickey-Fuller (DF), o teste de Dickey-Fuller Aumentado (ADF), o teste de Phillips-Perron (PP) e o teste de Kwiatkowski-Phillips-Schmidt-Shin (KPSS). As séries foram testadas

individualmente, considerando a constante e a tendência determinística. Os resultados estão apresentados na Tabela C.1, no Apêndice C.

Foi possível verificar as variáveis temperatura, focos e profundidade ótica de aerossol e número de pessoas internadas por doenças do aparelho respiratório com 65 anos ou mais, estacionárias em nível.

As variáveis número total de pessoas internadas por doenças do aparelho respiratório, número de crianças de 0 a 4 anos internadas por doenças do aparelho respiratório e valor dos gastos com internações por doenças do aparelho respiratório, ao contrário, não foram estacionárias em nível. Para a verificação de presença de mais de uma raiz unitária, o teste Dickey-Pantula foi realizado, a partir do qual se confirmou a presença de apenas uma raiz unitária para as variáveis. Assim, em primeira diferença, essas variáveis se tornam estacionárias.

Isso pode ser contornado com o procedimento de Toda e Yamamoto (1996), o qual garante a validade dos testes de hipótese, mesmo com todas as séries em nível. Para isso, basta realizar o procedimento simples de aumentar a ordem máxima do VAR, detectada com base nos testes apropriados (critérios de Akaike, Schwartz Bayes e Hannan-Quinn) em um número de unidades equivalente à ordem máxima de integração das séries; i.e., no caso, uma unidade.

Seguindo Aimiri e Ventelou (2012), a eficácia dessa abordagem foi verificada com o teste Q de Box-Pierce para a hipótese nula de que os resíduos do VAR comportam-se como ruídos brancos. Portanto, seguiu-se os critérios referidos anteriormente, estimou-se o modelo VAR e, a partir disso, verificou-se os critérios indicados pela literatura para escolhas de quantidades de *lags* para a estimação. Os resultados são apresentados nas Tabelas C.2 a C.5, no Apêndice C.

A escolha de critério partiu do princípio da parcimônia, isto é, quanto menor a quantidade de *lags*, melhor ajuste terá o modelo. Portanto, para modelos que apresentam variáveis não estacionárias, foi estimado o modelo VAR considerando um *lag* a mais, conforme indicado por Toda e Yamamoto (1996).

Um dos grandes problemas encontrados no processo de estimação de um modelo VAR estrutural diz respeito à identificação, uma vez que exige diferenciação entre correlação e causalidade (MENDONÇA *et al.*, 2012). De modo geral, a prática para solucionar tal problema é baseada na literatura capaz de resolver o problema de ligações entre as variáveis.

Um método adotado em muitos trabalhos e de ampla utilização no Brasil é a causalidade de Granger. Com esse método, o VAR passa a ser identificado através de uma

decomposição de Cholesky, em que a questão causal é definida com base nos resultados do teste. Esse método tem por objetivo reduzir a arbitrariedade na escolha de ordenação causal adotada; entretanto, o conceito da Causalidade de Granger não guarda nenhuma relação com a ocorrência e com a não ocorrência de efeitos contemporâneos de uma variável em relação a outra. Isso porque o teste não diz que uma variável é resultante do efeito da outra, mas que uma variável precede a outra (DE ALMEIDA, 2017).

De acordo com Lima (2015), o próprio Granger concorda que trata-se de um teste de precedência temporal e não de causalidade, no sentido de uma relação de causa e efeito. Como complemento dessa análise, o teste de Causalidade de Granger foi estimado e está apresentado no Apêndice C, nas Tabelas C.5 a C.9.

Estabelecer critérios de ordem das variáveis no modelo é de extrema relevância, pois a primeira variável do vetor não é contemporaneamente afetada por nenhuma das outras, ao passo que a segunda é afetada pela primeira, a terceira é afetada pela primeira e pela segunda e, assim, sucessivamente. Esse ordenamento das variáveis toma papel importante para a análise. Assim, a determinação de ordem das variáveis no modelo foi estabelecida considerando a recomendação da literatura de ordenar da mais exógena para a mais endógena. Autores como Sims (1981) recomendam estimar com várias ordenações de variáveis e verificar a estabilidade ou robustez dos resultados em relação à ordenação, caso nenhuma ordem seja sugerida pela teoria.

Nesse caso, é preciso decidir a respeito de uma dada variável, isto é, se é dependente ou independente em relações que envolvem níveis contemporâneos, pois disso depende a especificação do VAR estrutural. Para tanto, adotou-se, em consonância com a concepção de dois estágios adotada nas seções anteriores, a seguinte ordem decrescente de nível de exogeneidade: temperatura (TEMP), Focos de queimadas (FOCOS), Profundidade óptica de aerossóis (AOD) e número de pessoas internadas por doenças do aparelho respiratório (NIDAR)

Foram estimados quatro modelos, o primeiro modelo a ser estimado seguiu a ordenação apresentada acima, o segundo modelo foi temperatura (TEMP), Focos de queimadas (FOCOS), Profundidade óptica de aerossóis (AOD) e número de crianças de 0 a 4 anos internadas por doenças do aparelho respiratório (NIDAR_0_4), o terceiro modelo é dado por temperatura (TEMP), Focos de queimadas (FOCOS), Profundidade óptica de aerossóis (AOD) e número de idosos de 65 anos ou mais internados por doenças do aparelho respiratório (NIDAR_65) e o quarto e último modelo foi estimado com : temperatura

(TEMP), Focos de queimadas (FOCOS), Profundidade óptica de aerossóis (AOD) e custo de internações hospitalares por doenças do aparelho respiratório (VDAR)

A temperatura, enquanto uma variável climática que afeta todas as variáveis do sistema e não é determinada por nenhuma delas, foi considerada a mais exógena. A segunda variável, os focos de queimadas, pode ser afetada pela temperatura, devido ao fato de períodos com altas temperaturas serem mais propícios à ocorrência de queimadas. A variável profundidade óptica de aerossol (aod), conforme comprovado na análise da Tabela 2, apresenta uma relação direta com focos de queimadas. Por fim, também confirmou-se que nidar recebe influência dos níveis de poluição.

Para os quatro modelos estimados, os processos de identificação das restrições das matrizes apresentaram a mesma relação, mudando apenas a última variável. Portanto, a partir disso, seguiu-se a devida restrição para a estimação do modelo VAR estrutural com as definições das matrizes por fatoração recursiva. No Apêndice C, nas Tabelas C.10 a D.13, são apresentadas as estimações dos modelos VAR estrutural.

Após a estimação do modelo, verificou-se a estabilidade, cujos resultados estão apresentados no Apêndice C, Tabela C.14. Pelo teste multiplicador de Lagrange – LM, verificou-se o nível de correlação entre os elementos da matriz de correlação dos resíduos, mostrando que os resíduos não apresentam autocorrelação, O teste de estabilidade do modelo VAR também foi realizado e está especificado na Tabela C.15.

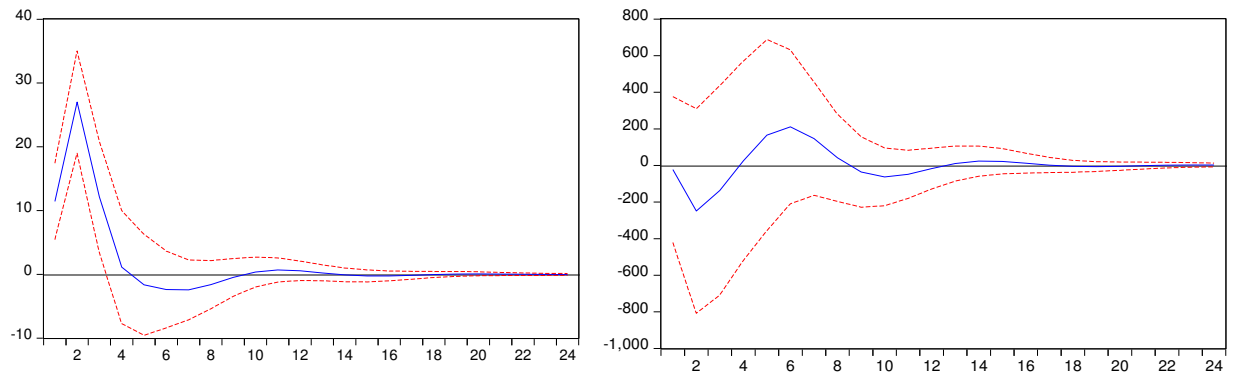
As funções impulso resposta de todos os modelos e variáveis estão apresentadas nas Figuras C.1 a C.4, no Apêndice C. As tabelas com a decomposição da variância dos erros de previsão também são apresentados nas Tabelas C.16 a C.19.

O interesse central nessa etapa da pesquisa é verificar se choques geram efeitos ao longo do tempo entre as variáveis. Assim, o interesse principal consiste em analisar se choques no número de queimadas podem gerar efeitos ao longo do tempo, tanto sobre níveis de poluição (AOD) como sobre o número ou custos de internações por doenças do aparelho respiratório (NIDAR).

Os modelos estimados determinaram os lags através dos critérios indicados pela literatura, conforme procedimento de Toda e Yamamoto (1996), citado anteriormente. O primeiro modelo foi estimado com 2 lags, com base no critério Schwarz, o qual indicou 1 lag para estimação. O VAR estrutural foi estimado com ortogonalização dos erros pela decomposição de Cholesky. Todos os modelos seguiram a mesma especificação, mudando apenas a quantidade de lags para cada um. A Figura 3 apresenta os efeitos em poluição (aod)

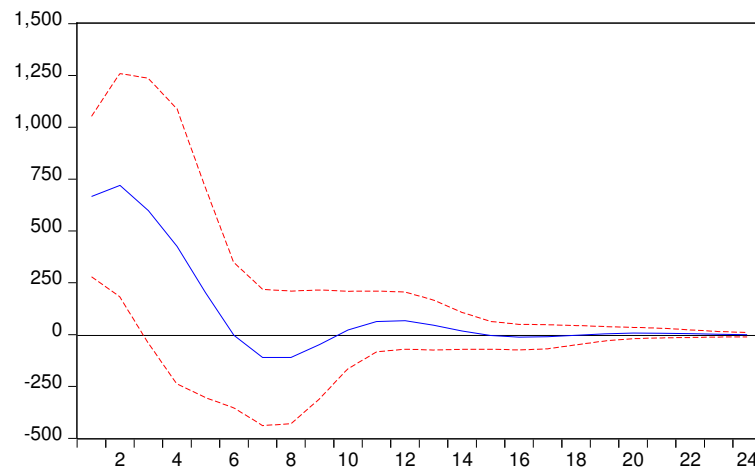
e interações (Nidar), caso ocorra um choque sobre os focos de queimadas, e efeitos nas interações, dados choques exógenos em aod.

Figura 3 Função Impulso resposta em aod(a) e nidar(b) de choque exógenos nos focos de queimadas, e resposta de nidar(c) à choques exógenos em Aod



a. Aod – resposta a choques em focos

b. Nidar – resposta a choques em focos



c. Nidar – resposta a choques em aod

Fonte: Resultados da pesquisa.

O efeito sobre os níveis de aod em resposta a choques de focos de queimadas é positivo, conforme apresentado na Figura 3.a. Os resultados evidenciam uma dinâmica crescente no primeiro mês, em que o valor inicial era de 11,43 e, no segundo período, chegou a 27,5. Entretanto, a partir do terceiro mês, a série volta a cair, o que indica que os efeitos são persistentes inicialmente, mas se diluem ao longo do tempo.

Pela decomposição da variância, é possível verificar que, após 12 meses, a variância de aod é explicada por focos em 39,58. Este resultado mostra e valida o primeiro estágio apresentado na pesquisa, mostrando que focos de queimadas afetam diretamente a

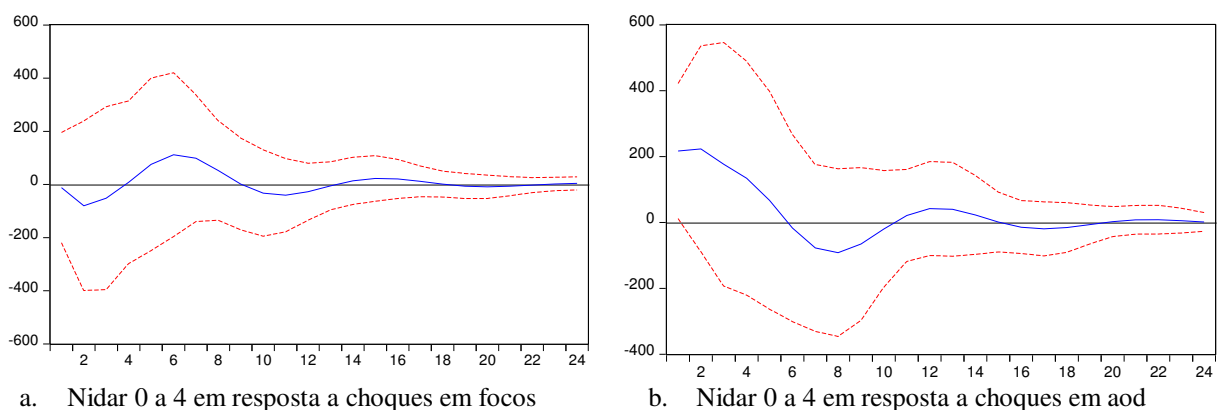
concentração de poluentes na atmosfera, e ainda, estes resultados mostram que o efeito é temporalmente persistente.

Os efeitos de choques exógenos em focos sobre o número de pessoas internadas por doenças do aparelho respiratório não foram positivos em nenhum momento da trajetória estimada. O efeito em Nidar em resposta a choque exógeno em aod foi positivo, uma vez que o efeito inicial foi de 665,98, aumentado, no segundo mês, para 719,73, apontando efeito inicial.

A decomposição da variância mostra que 15,35 da variabilidade de Nidar são determinados pelo nível de aod na atmosfera. Verifica-se que o efeito da poluição sobre a saúde se manifesta com defasagem temporal curta, conforme resultados também encontrados por Jacobson *et al.*, (2012 e 2014) e Ignotti *et al.*, (2011). Esse resultado aponta concordância com a estimação do primeiro estágio da seção anterior, em que focos afetam positivamente os níveis de poluição e, também, complementa a análise do segundo estágio, em que poluição (aod) afeta o número de internações por doenças do aparelho respiratório.

A segunda estimação teve como mudança a variável de internações que contemplam apenas crianças entre idade de 0 a 4 anos. O modelo foi estimado considerando 3 lags.

Figura 4 Função Impulso resposta em número de internações por doenças do aparelho respiratório em crianças de 0 a 4 anos de idade para choques exógenos nos focos de queimadas e em profundidade óptica de aerossóis.



Fonte: Resultados da pesquisa.

Os efeitos em internações de crianças de 0 a 4 anos de idade, quando ocorre um choque exógeno em foco de queimada não foi positivo mostrando que não existe relação entre eles, sendo que, pela decomposição da variância, focos explicam as variações de Nidar_a_4 após 12 meses em apenas 1,23.

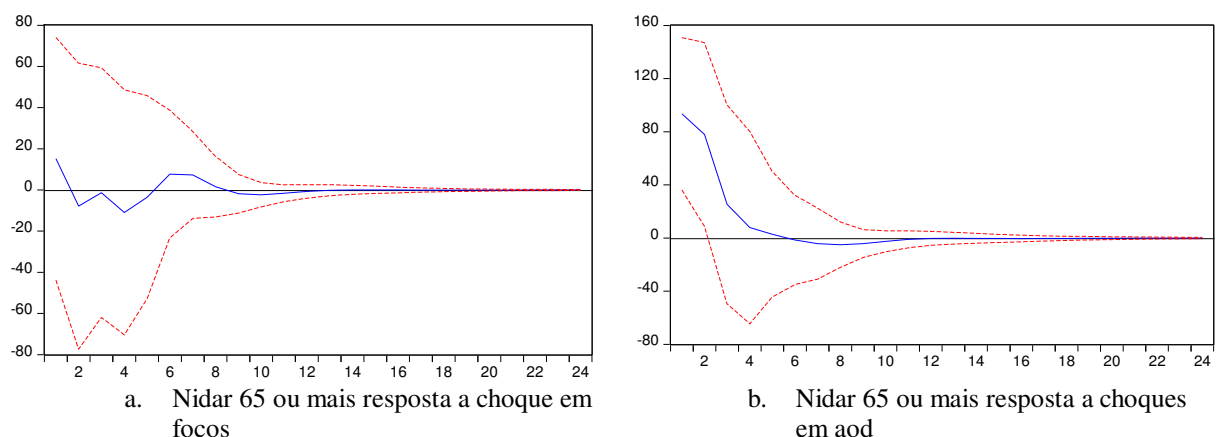
Para choques exógenos em profundidade óptica de aerossóis (aod), a resposta de internação infantil é positiva contemporaneamente e o efeito se torna negativo ainda no primeiro mês. A decomposição dos erros evidencia que, após 12 meses, aod explica a variância de Nidar_0_4 apenas em 4,91.

Esses resultados contrariam a literatura especializada, como a pesquisa de Souza (2008), a qual mostrou que crianças de 1 a 4 anos são sensíveis a efeitos da fumaça de poluição, devido ao tamanho reduzido de seus pulmões e ao incompleto desenvolvimento de seus mecanismos de defesa. Contudo, esses resultados corroboram a análise apresentada na seção anterior, cuja literatura afirma que esses resultados são justificados por considerarem a primeira infância, período em que crianças ficam mais em ambientes internos.

A pesquisa de Arbex *et al.* (2012) afirma que as crianças estão mais suscetíveis aos efeitos da poluição devido ao fato de fazerem atividades ao ar livre, o que as expõe, por mais tempo que adultos, a ambientes externos. Por efeito, o impacto da poluição é mais evidente em crianças em período escolar, conforme defendido por Rosa *et al.* (2008). Todavia, os estudos que abordam tais afirmações utilizam de metodologia diferente do aqui proposto, o que pode apresentar disparidades nos resultados.

A Figura 4 apresenta a função impulso resposta para os casos de internações de idosos de 65 anos ou mais. O modelo foi estimado com 2 lags.

Figura 5 Função Impulso resposta em número de internações por doenças do aparelho respiratório para pessoas de 65 anos ou mais para choques exógenos nos focos de queimadas e em profundidade óptica de aerossóis.



Fonte: Resultados da pesquisa.

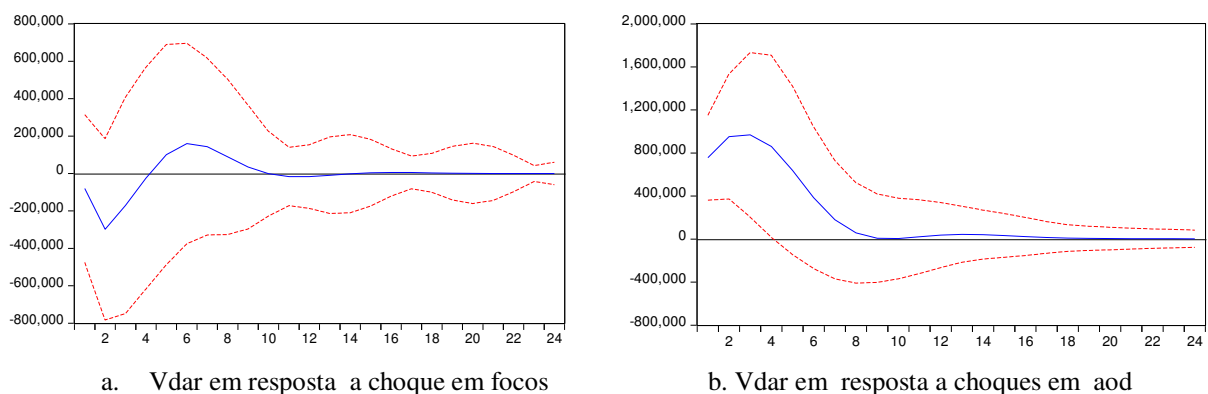
Para o caso de idosos de 65 anos ou mais, os choques em focos não exerceram nenhum impacto positivo, sendo que a variância de Nidar_65 após 12 meses é explicada

apenas por 1,28, ou seja, variações em internações de idosos podem ser pouco explicada por variações no numero de queimadas.

Na ocorrência de um choque exógeno em profundidade óptica de aerossóis, o efeito sobre as internações de idosos foi contemporaneamente positivo e decrescente ao longo do tempo, cuja variância, após 12 meses, é de 12,66. Estes efeitos, apesar de serem apenas contemporâneos, foram positivos até meados do mês 4 e corroboram os resultados encontrados na análise de segundo estágio da seção anterior.

Por fim, buscou-se mensurar a relação de causa e efeito temporal entre custos de internações por doenças do aparelho respiratório e focos de queimadas e poluição (aod). O modelo foi estimado com 2 lags e a Figura 5 apresenta as funções impulso resposta de Vdar dados choques em focos e aod.

Figura 6 Função Impulso resposta de Vdar a choque exógeno nos focos de queimadas e em aod



Fonte: Resultados da pesquisa.

A Figura 6 indica que focos não exercem efeitos sobre os custos de internações por doenças do aparelho respiratório. De modo complementar à análise encontrada na estimação em painel da seção anterior, a função impulso resposta aponta que impactos exógenos nos níveis de poluição geram efeitos positivos sobre os custos de internações.

Após 12 meses, a variância dos custos é explicada em 31,69 pelos níveis de aod na atmosfera. Os resultados vão ao encontro da literatura, que afirma que aumentos nos níveis de poluição de queimadas podem aumentar os custos do sistema público de saúde com internações por doenças do aparelho respiratório (DIAZ *et al.*, 2002; MARTIN *et al.*, 2007; RICHARDSON *et al.*, 2012; MOELTNER *et al.*, 2013).

Diante dos resultados apresentados nessa seção, pode-se inferir que os níveis de poluição são determinantes para definirem de modo temporal o número de pessoas internadas por doenças do aparelho respiratório e também afetam diretamente os custos associados a este tipo de internação. Um importante aspecto a se considerar nesta análise é a questão causa efeito, isto é, os problemas respiratórios apresentam uma questão temporal importante, pois o agravamento do quadro clínico do paciente não ocorre no exato momento de exposição ao poluente (exceto casos extremos), mas o efeito temporal é determinante para o agravamento do quadro de saúde de um indivíduo (DUCHIADE, 1992; ARBEX *et al.*, 2012).

Diante disso, estudar a existência de choques exógenos em variáveis importantes na determinação de internações e custos é importante no aspecto de reconhecer os efeitos que tais choques podem causar e por quanto tempo podem perdurar estes efeitos, outro fator importante a considerar é que a amostra utilizada nesta pesquisa engloba apenas os casos de internações hospitalares, desconsiderando os casos ambulatoriais.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com o passar dos anos, o aumento substancial de queimadas e incêndios florestais ao redor do mundo gerou, por efeito, problemas em diversos aspectos para a sociedade atual, em que um dos mais relevantes refere-se aos impactos da fumaça de queimadas sobre a saúde humana. Diante desse cenário, o objetivo central dessa pesquisa consistiu em observar os efeitos do aumento de queimadas sobre o número e sobre os custos de internações hospitalares por doenças do aparelho respiratório.

Como desdobramento desse objetivo, buscou-se avaliar a relação entre focos de queimadas e a concentração de poluentes, além de verificar a relação epidemiológica entre fumaça de queimadas e internações por doenças do aparelho respiratório. Ainda, objetivou-se examinar a relação entre aumento de custos de internações por doenças do aparelho respiratório e o aumento de poluição gerada por queimadas. Buscou-se, por fim, identificar a inter-relação, ao longo do tempo, entre focos de queimadas, poluição e internações por doenças do aparelho respiratório.

A análise em painel, avaliada em dois estágios, evidenciou dois resultados robustos para todas as bases de dados. Primeiro, existe um efeito positivo entre focos de queimadas e níveis de poluição na atmosfera, tanto para profundidade óptica de aerossóis como para material particulado de moda fina $PM_{2.5}$. Segundo, existe uma relação positiva entre internações por doenças do aparelho respiratório e poluição para o total da população, para idosos de 65 anos ou mais e para pessoas com influenza e pneumonia. Os resultados pertinentes ao custo da doença indicaram que aumentos de poluição provenientes de queimadas podem gerar aumentos nos custos de internações, exceto para os casos de crianças de 0 a 4 anos.

Esses resultados demonstram que as queimadas agropecuárias impactam negativamente a saúde de idosos, o que se desdobra em perda de bem-estar relevante à população regional. Tal perda de bem-estar tende a ser especialmente relevante por dois motivos. Em primeiro lugar, sendo assumida utilidade marginal decrescente da saúde, conforme apresentado no modelo da seção 2 da tese, dado que os idosos tendem a ter um nível médio menor de saúde (FREEDMAN e MARTIN, 2000; ROSA *et al.*, 2003 e ALVES *et al.*, 2007). Em segundo lugar, a internação hospitalar, a qual dá base às medidas de impacto estimadas, é um procedimento aplicado em casos de alto dano esperado à saúde, compreendendo, eventualmente, alta probabilidade de falecimento. Os dados do DATASUS (2019) indicam que mais de 57% das mortes que ocorreram por doenças do aparelho

respiratório entre os anos de 2009 a 2018 foram de idosos com 65 anos ou mais. A taxa de internações em função de pneumonia, doença pulmonar obstrutiva crônica - DPOC e enfisema para idosos, comparando com a taxa para a população geral, é cerca de 20% maior. Em síntese, conclui-se que o aumento das queimadas, é um fator de piora da qualidade de vida dos idosos residentes na Amazônia e, também, de redução do orçamento do SUS disponível para fins alternativos.

A última análise testada na pesquisa comprovou um efeito temporal positivo em poluição dados choques exógenos em focos de queimadas. Entretanto, os focos não apresentaram efeitos positivos para números de internações, para nenhuma faixa etária, tampouco para custos de internações.

O choque exógeno em profundidade óptica de aerossóis ocasionou impacto positivo para o total de internações, mas pouco persistente temporalmente. Para crianças e idosos, os impactos foram apenas contemporâneos, sem dependência temporal persistente. Já na relação de custos de internações, o choque exógeno em aod apresentou efeito positivo e temporalmente persistente.

Os principais resultados da pesquisa são importantes por evidenciar que, para o caso da Amazônia Legal brasileira, existe um impacto direto da poluição na saúde humana, principalmente de idosos e de pessoas com doenças pré-existentes. Além disso, tais impactos também estão associados a custos econômicos positivos quando ocorre aumento de queimadas. Ademais, queimadas afetam temporalmente a poluição, fazendo, assim, que a prevalência de poluição na atmosfera por determinado período, possibilita que um maior número de pessoas estejam expostas a tais poluentes emitidos em períodos anteriores.

Portanto, no atual contexto, o combate das queimadas na Amazônia Legal resultará na redução do número de internações hospitalares, principalmente de idosos de 65 anos ou mais e de pessoas com pneumonia. Além disso, ainda reduz os custos associados à demanda excedente de internações de idosos. A vulnerabilidade de idosos e de pessoas com pneumonia expostas à poluição de queimadas pode ser diminuída por meio de políticas de prevenção e mitigação, capazes de limitar ou evitar a exposição dessa população à fumaça de queimadas.

É evidente que a ocorrência de queimadas é um problema grave e crônico na Amazônia, e mesmo as atuais políticas de prevenção e combate de queimadas não têm sido o suficiente para combater tais atividades. Uma importante política, já em funcionamento hoje na região, é a lei de proibição de queimadas durante a época de seca e a aplicação de multas para os descumprimentos da lei. Entretanto, ainda há uma grande dificuldade de identificar a

responsabilidade de quem iniciou o processo de queima, somado ao fato de que a região é deficiente no que diz respeito à fiscalização.

Para que a política econômica seja eficiente, sugere-se que ocorra um aumento de disponibilidade de fiscalização e que o processo seja feito através de um corpo integrado de força tarefa de diversos órgãos, como secretarias de meio ambiente estaduais - SEMA, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, a Polícia Federal e as demais entidades competentes.

Promover o uso de tecnologias para monitoramento via satélite e equipes de fiscalização em tempo real da detecção de foco de queimada é, também, uma possível medida que pode diminuir ou coibir a atividade de queimada ilegal.

Outra questão a ser considerada é a forma de manejo por parte dos pequenos produtores na Amazônia Legal, que utilizam a queimada para preparação do solo. Com a finalidade de romper com a liberação desse processo de queima, sugere-se, como política pública, a criação de subsídios integrados de processos de assistência técnica junto a estes produtores, a fim de auxiliá-los a utilizar outros métodos de manejo e extinguir, por efeito, a prática de queima como manejo nessa região do país.

Contudo, qualquer que seja a política aplicada, ela dependerá da capacidade de preparo e recuperação de eventos extremos de poluição. Para isso, as medidas políticas devem agir de modo direto sobre as características socioeconômicas das famílias.

O grave problema de queimadas enfrentado pela Amazônia ao longo dos anos requer atenção do governo. Nessa pesquisa, evidenciou-se os efeitos sobre a saúde humana; entretanto, há diferentes aspectos de perdas a serem consideradas. Uma vez que a Amazônia guarda a maior biodiversidade do mundo, as perdas são imensuráveis quando há ocorrência de queimada em uma área.

Por fim, como sugestão para pesquisas futuras, recomenda-se uma análise que envolva os impactos de queimadas autorizadas e de queimadas ilegais separadamente. Ainda, acrescentar, na análise, gastos da população associados a processos de mitigação dos efeitos das queimadas. Recomenda-se, por fim, a ampliação da faixa etária no estudo epidemiológico de poluição e de internações de crianças por doenças do aparelho respiratório. E englobar uma análise espacial para captar efeitos de transbordamento.

REFERENCIAS

ADITAMA, Tjandra Yoga. Impact of haze from forest fire to respiratory health: Indonesian experience. **Respirology**, v. 5, n. 2, p. 169-174, 2000.

AKAIKE, Htrotugu. Maximum likelihood identification of Gaussian autoregressive moving average models. **Biometrika**, 1973, 60.2: 255-265.

ALBERINI, A. *et al.* Approaches and issues in valuing the costs of inaction of air pollution on human health. **OECD Environment Working Papers**, No. 108, OECD Publishing, Paris. 2016. Disponível em https://www.oecd-ilibrary.org/environment/approaches-and-issues-in-valuing-the-costs-of-inaction-of-air-pollution-on-human-health_5jlww02k83r0-en. Acesso junho de 2019.

ALVES, Luciana Correia, *et al.* A influência das doenças crônicas na capacidade funcional dos idosos do Município de São Paulo, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, 2007, 23: 1924-1930.

ALVES, Lucilio Rogerio Aparecido. **Transmissão de preços entre produtos do setor sucroalcooleiro do Estado de São Paulo**. Orientadora: Mirian Rumenos Piedade Bacchi. 2002. 123f. Dissertação (Mestrado em Ciências : área economia aplicada) – Escola Superior e Agricultura Luiz de Queiroz – Universidade de São Paulo, Piracicaba – São Paulo, 2002, versão impressa e eletrônica.

AMBIENTE BRASIL. **Queimadas são principal causa de poluição nas cidades**. Publicado 15 de maio de 2005. Disponível em: <https://noticias.ambientebrasil.com.br/clipping/2005/05/15/19128-queimadas-sao-principal-causa-de-poluicao-nas-cidades.html>. Acesso em Maio de 2019.

AMIRI, Arshia; VENTELOU, Bruno. Granger causality between total expenditure on health and GDP in OECD: Evidence from the Toda–Yamamoto approach. *Economics Letters*, 2012, 116.3: 541-544.

ANALITIS, Antonis; GEORGIADIS, Ioannis; KATSOUYANNI, Klea. Forest fires are associated with elevated mortality in a dense urban setting. **Occupational and environmental medicine**, 2010.064238, 2011.

ANDERSEN, Erling Bernhard. Asymptotic properties of conditional maximum-likelihood estimators. **Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)**, 1970, 32.2: 283-301.

ANDRADE FILHO, Valdir Soares de *et al.* **Estudo da associação entre material particulado emitido em queimadas e doenças respiratórias no município de Manaus, AM**. Dissertação (Mestrados), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. Programa de pós-graduação em clima e meio ambiente na Universidade do Estado do Amazonas – UEA. 100p, 2011.

ARA, Shihomi; TEKEŞIN, Cem. The monetary valuation of acute respiratory illness from air pollution in Turkey. **Atmospheric Pollution Research**, 2016, 7.1: 82-91.

ARAGÃO, Luiz EOC, *et al.* 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. **Nature communications**, 2018, 9.1: 536.

ARAÚJO, Paulo Henrique Cirino, D. Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2017. **Ensaio Econômico sobre ondas de calor e seus impactos sobre a saúde no Brasil**. Orientador. José Gustavo Feres. 2017. 247f. Tese (Doutorado em Economia Aplicada) – Departamento de economia rural - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – Minas Gerais, 2017, versão impressa e eletrônica.

ARBEX, Marcos Abdo *et al.* Queima de biomassa e efeitos sobre a saúde. **J bras pneumol**, v. 30, n. 2, p. 158-75, 2004.

ARBEX, Marcos Abdo, *et al.* A poluição do ar e o sistema respiratório. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, 2012.

ARTAXO, P.; SILVA DIAS, M. A. F. Nuvens de fumaça das queimadas alteram o clima da Floresta Amazônica. **Revista FAPESP**, 2003, 88: 30-25.

ARTAXO, Paulo, *et al.* Physical and chemical properties of aerosols in the wet and dry seasons in Rondônia, Amazonia. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, 2002, 107.D20: LBA 49-1-LBA 49-14.

ASHER, M. I., *et al.* International Study of Asthma and Allergies in Childhood (ISAAC): rationale and methods. **European respiratory journal**, 1995, 8.3: 483-491.

ASSUNÇÃO, J. *et al.* Does Credit Affect Deforestation? Evidence from a Rural Credit Policy in the Brazilian Amazon. **Climate Policy Initiative**, Rio de Janeiro, Brasil, 2013.

BALTAGI, Badi. Econometric analysis of panel data. John Wiley & Sons, 2008.

BARLOW, Jos, *et al.* Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, 2016, 535.7610: 144.

BECKER, Gordon M.; DEGROOT, Morris H.; MARSCHAK, Jacob. Measuring utility by a single-response sequential method. **Behavioral science**, 1964, 9.3: 226-232.

BREUSCH, Trevor S. Testing for autocorrelation in dynamic linear models. **Australian Economic Papers**, 1978, 17.31: 334-355.

CACURO, Thiago A.; WALDMAN, Walter R. Cinzas da queima de biomassa: aplicações e potencialidades. **Revista Virtual de Química**, 2015, 7.6: 2154-2165.

CAMERON, A. Colin; TRIVEDI, Pravin K. Microeconometrics: methods and applications. **Cambridge university press**, 2005.

CAMPANHARO, Wesley A., *et al.* Translating Fire Impacts in Southwestern Amazonia into Economic Costs. **Remote Sensing**, 2019, 11.7: 764.

CARDOSO, A.R.A. **A degradação ambiental e seus valores econômicos associados**. Porto Alegre: Sérgio Antonio Fabris Editor, 2003. 96p.

CARMO, Cleber Nascimento do, *et al.* Associação entre material particulado de queimadas e doenças respiratórias na região sul da Amazônia brasileira. **Revista Panamericana de Salud Pública**, 2010, 27: 10-16.

CASTRO, Hermano Albuquerque de; GONÇALVES, Karen dos Santos; HACON, Sandra de Souza. Tendência da mortalidade por doenças respiratórias em idosos e as queimadas no Estado de Rondônia/Brasil: período entre 1998 e 2005. *Ciência & saúde coletiva*, 2009, 14: 2083-2090.

CÉSPEDES, Brisne; LIMA, Elcyon; MAKKA, Alexis. Monetary policy, inflation and the level of economic activity in Brazil after the Real Plan: stylized facts from SVAR models. **Revista Brasileira de Economia**, 2008, 62.2: 123-160.

CHEN, Linping; VERRALL, Kenneth; TONG, Shilu. Air particulate pollution due to bushfires and respiratory hospital admissions in Brisbane, Australia. **International journal of environmental health research**, v. 16, n. 03, p. 181-191, 2006.

CHILTON, Susan, *et al.* **Valuation of health benefits associated with reductions in air pollution**. DEFRA, Londres 2004. Disponível em: http://www.defra.gov.uk/environment/quality/air/airquality/publications/healthbenefits/airpollution_reduction.pdf

CHOW, Gregory C. Tests of equality between sets of coefficients in two linear regressions. **Econometrica: Journal of the Econometric Society**, 1960, 591-605.

COCHRANE, Mark. Tropical fire ecology: climate change, land use and ecosystem dynamics. **Springer Science & Business Media**, 2010.

COSTA, Alexandre Araújo, *et al.* **Aerossóis atmosféricos e nuvens**. Base científica das mudanças climáticas: v. 1-primeiro relatório de avaliação nacional, 2014.

CRABBE, Helen. Risk of respiratory and cardiovascular hospitalisation with exposure to bushfire particulates: new evidence from Darwin, Australia. **Environmental geochemistry and health**, v. 34, n. 6, p. 697-709, 2012.

DA MOTTA, R. Seroa; MENDES, A. P. Custos de saúde associados à poluição do ar no Brasil. **Pesquisa e Planejamento Econômico**, v. 25, n. 1, p. 165-198, 1995.

DA MOTTA, Ronaldo Seroa. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. IPEA/MMA/PNUD/CNPq, 1998.

DA SILVA JUNIOR, Julio Cesar Araujo; MENEZES, Gabrielito; FERNANDEZ, Rodrigo Nobre. **Uma análise VAR das relações entre o mercado de ações e as variáveis macroeconômicas para o Brasil**. **Economia e Desenvolvimento**, 2011, 23.

DE ALMEIDA, Glaudiane Lilian. **Modelagem de Opções Reais com Teoria dos Jogos em Tempo Contínuo: Uma Aplicação no Mercado Imobiliário do Rio de Janeiro**. Orientador: Luiz Eduardo Teixeira Brandão. 2017. 130f. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) – Pontifícia Universidade Católica-Rio, Rio de Janeiro, 2017, versão impressa e eletrônica.

DE MENDONÇA, Mário Jorge Cardoso *et al.* The economic cost of the use of fire in the Amazon. **Ecological Economics**, v. 49, n. 1, p. 89-105, 2004.

DE MENDONÇA, Mário Jorge Cardoso; SACHSIDA, Adolfo; LOUREIRO, Paulo RA. Estimation of damage to human health due to forest burning in the Amazon. **Journal of Population Economics**, v. 19, n. 3, p. 593-610, 2006.

DERISIO, José Carlos. Introdução ao controle de poluição ambiental. **Oficina de Textos**, 2016.

DERYUGINA, T., HEUTEL, G., MILLER, N., MOLITOR, D., & REIF, J. The Effect of Pollution on Health and Health Care Utilization: Evidence from Changes in Wind Direction. **Working paper**. 2016. Disponível em: <https://ipl.econ.duke.edu/seminars/system/files/seminars/1333.pdf>. Acesso em novembro de 2018.

DERYUGINA, Tatyana; SHURCHKOV, Olga. The effect of information provision on public consensus about climate change. **PLoS One**, 2016, 11.4: e0151469.

DIAZ, M. C. V. *et al.* **Prejuízo oculto do fogo: custos econômicos das queimadas e dos incêndios florestais da Amazônia**. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia e Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2002.

DICKEY, David A.; FULLER, Wayne A. Distribution of the estimators for autoregressive time series with a unit root. *Journal of the American statistical association*, 1979, 74.366a: 427-431.

DICKEY, David A.; FULLER, Wayne A. Likelihood ratio statistics for autoregressive time series with a unit root. *Econometrica: journal of the Econometric Society*, 1981, 1057-1072.

DICKEY, David A.; PANTULA, Sastry G. Determining the order of differencing in autoregressive processes. **Journal of Business & Economic Statistics**, 1987, 5.4: 455-461.

DUARTE, Patrícia Cristina; LAMOUNIER, Wagner M.; TAKAMATSU, Renata Turola. **Modelos econométricos para dados em painel: aspectos teóricos e exemplos de aplicação à pesquisa em contabilidade e finanças**. In: Congresso USP de Iniciação Científica em Contabilidade. 2007. p. 1-15.

DUCHIADE, Milena P. Poluição do ar e doenças respiratórias: uma revisão. *Cadernos de Saúde Pública*, 1992, 8: 311-330.

DUCLOS, Philippe; SANDERSON, Lee M.; LIPSETT, Michael. The 1987 forest fire disaster in California: assessment of emergency room visits. **Archives of Environmental Health: An International Journal**, v. 45, n. 1, p. 53-58, 1990.

EHLERS, Ricardo S. Análise de séries temporais. Universidade Federal do Paraná, 2007.

EMMANUEL, Shanta Christina. Impact to lung health of haze from forest fires: the Singapore experience. **Respirology**, v. 5, n. 2, p. 175-182, 2000.

FERNANDEZ, Raquel Negrisoli. **Efeitos das queimadas de cana-de-açúcar sobre o bem-estar das famílias: uma aplicação do Método de Avaliação Contingente**. Orientador: Walter Belluzo Júnior. 2008. 91f. Dissertação (Mestrado em economia) – Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade, Universidade Federal de São Paulo, Ribeirão Preto – São Paulo, 2008, versão impressa e eletrônica.

FIRME, Vinícius de Azevedo Couto, *et al.* **Principais Determinantes da abertura de casos Antidumping: Uma análise via Poisson com Dados em Painel**. In: Anais do XLIII Encontro Nacional de Economia [Proceedings of the 43rd Brazilian Economics Meeting]. ANPEC-Associação Nacional dos Centros de pós – Graduação em Economia [Brazilian Association of Graduate Programs in Economics], 2016.

FREEDMAN, Vicki A.; MARTIN, Linda G. Contribution of chronic conditions to aggregate changes in old-age functioning. **American journal of public health**, 2000, 90.11: 1755.

FREITAS, S. R., *et al.* The coupled aerosol and tracer transport model to the Brazilian developments on the regional atmospheric modeling system (CATT-BRAMS)–Part 1: Model description and evaluation. **Atmospheric Chemistry and Physics**, 2009, 9.8: 2843-2861.

FREITAS, Saulo R., *et al.* Emissões de queimadas em ecossistemas da América do Sul. **Estudos Avançados**, 2005, 19.53: 167-185.

FREITAS, Saulo R., *et al.* Monitoring the transport of biomass burning emissions in South America. **Environmental Fluid Mechanics**, 2005, 5.1-2: 135-167.

FRY-MCKIBBIN, Renée; SOUZA, Rodrigo da Silva. **Chinese resource demand or commodity price shocks: Macroeconomic effects for an emerging market economy**. 2018.

FUCHS, ALBERT F.; ROBINSON, DAVID A. A method for measuring horizontal and vertical eye movement chronically in the monkey. **Journal of applied physiology**, 1966, 21.3: 1068-1070.

GEIST, Helmut J.; LAMBIN, Eric F. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation [**recurso eletrônico**]. 2002.

GODAR, Javier, *et al.* Actor-specific contributions to the deforestation slowdown in the Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 2014, 111.43: 15591-15596.

GOLDSMITH, JOHN R. *et al.* Emergency room admissions, meteorologic variables, and air pollutants: a path analysis. **American journal of epidemiology**, v. 118, n. 5, p. 759-778, 1983.

GONÇALVES DA SILVA, R. **Manual técnico: queima controlada**. Brasília: IBAMA/MMA, 2001.

GONÇALVES JUNIOR, Sérgio José. **Avaliação da participação de material particulado e seus impactos à saúde humana em escolas próximas a vias de tráfego veicular e refinaria de petróleo.** Orientador: Ricardo H. M. Godoi. Coorientadora: Ana Flávia L. Godoi. 2014. 96f. Dissertação (mestrado em Engenharia e Ciência dos Materiais) – Universidade Federal do Paraná – Curitiba, 2014, versão impressa e eletrônica.

GONÇALVES, Karen dos Santos; CASTRO, Hermano Albuquerque de; HACON, Sandra de Souza. As queimadas na região amazônica e o adoecimento respiratório. **Ciência & Saúde Coletiva**, 2012, 17: 1523-1532.

GOURIEROUX, Christian; MONFORT, Alain; TROGNON, Alain. Pseudo maximum likelihood methods: Theory. **Econometrica: journal of the Econometric Society**, 1984, 681-700.

GREENE, William H. **Econometric analysis.** Pearson Education India, 2003.

HANNAN, Edward J.; QUINN, Barry G. The determination of the order of an autoregression. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 1979, 41.2: 190-195.

HAUSMAN, Jerry A. Specification tests in econometrics. *Econometrica: Journal of the econometric society*, 1978, 1251-1271.

HODGSON, Thomas A.; MEINERS, Mark R. Cost-of-illness methodology: a guide to current practices and procedures. *The Milbank Memorial Fund Quarterly. Health and Society*, 1982, 429-462.

HUHTALA, A.; SAMAKOVLIS, E. Green Accounting, **Air Pollution and Health: The National Institute of Economic Research.** Stockholm, 2003.

IGNOTTI, Eliane *et al.* Air pollution and hospital admissions for respiratory diseases in the subequatorial Amazon: a time series approach. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 26, n. 4, p. 747-761, 2010b.

IGNOTTI, Eliane, *et al.* Impact on human health of particulate matter emitted from burnings in the Brazilian Amazon region. **Revista de saúde pública**, 2010a, 44: 121-130.

INPE, Projeto PRODES. **Monitoramento da cobertura Florestal da Amazônia por satélites. Sistemas PRODES, DETER, DEGRAD e queimadas, 2011.** Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes>. Acesso em: Abril de 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Produção Agrícola Municipal (PAM).** Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9117-producao-agricola-municipal-culturas-temporarias-e-permanentes.html?=&t=o-que-e>. Acesso: maio de 2019.

INSTITUTO DE PESQUISA AMBIENTAL DA AMAZÔNIA – IPAM. **A Importância das Florestas em Pé na Amazônia 2001.** Disponível em: <https://ipam.org.br/cartilhas-ipam/a-importancia-das-florestas-em-pe/>. Acesso Junho de 2019.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. **Banco de Dados de queimadas**. 2019. Disponível em: <http://www.inpe.br/queimadas/bdqueimadas#>. Acesso em: jan. 2019.

JACOBSON, Ludmilla da Silva Viana, *et al.* Acute effects of particulate matter and black carbon from seasonal fires on peak expiratory flow of schoolchildren in the Brazilian Amazon. **PLoS One**, 2014, 9.8: e104177.

JACOBSON, Ludmilla da Silva Viana, *et al.* Association between fine particulate matter and the peak expiratory flow of schoolchildren in the Brazilian subequatorial Amazon: a panel study. **Environmental research**, 2012, 117: 27-35.

JAYACHANDRAN, Seema. Air quality and early-life mortality evidence from Indonesia's wildfires. **Journal of Human resources**, v. 44, n. 4, p. 916-954, 2009.

JOHNSTON, Fay H. *et al.* Estimated global mortality attributable to smoke from landscape fires. **Environmental health perspectives**, v. 120, n. 5, p. 695, 2012.

JOHNSTON, Fay H. *et al.* Exposure to bushfire smoke and asthma: an ecological study. **The Medical Journal of Australia**, v. 176, n. 11, p. 535-538, 2002.

JOHNSTON, Fay H. *et al.* Vegetation fires, particulate air pollution and asthma: a panel study in the Australian monsoon tropics. **International journal of environmental health research**, v. 16, n. 6, p. 391-404, 2006.

KAIMOWITZ, David; ANGELSEN, Arild. **Economic models of tropical deforestation: a review**. Cifor, 1998.

KOCHI, Ikuho *et al.* Valuing mortality impacts of smoke exposure from major southern California wildfires. **Journal of Forest Economics**, v. 18, n. 1, p. 61-75, 2012.

KOS, Sonia Raifur, *et al.* **Repasso do SUS vs custo dos procedimentos hospitalares: É possível cobrir os custos com o repasse do SUS?**. In: Anais do Congresso Brasileiro de Custos-ABC. 2015.

KUNII, Osamu, *et al.* The 1997 haze disaster in Indonesia: its air quality and health effects. **Archives of Environmental Health: An International Journal**, 2002, 57.1: 16-22.

LANZIERI, Tatiana Miranda *et al.* Poluição atmosférica devida à queima de biomassa florestal e atendimentos de emergência por doença respiratória em Rio Branco, Brasil-Setembro, 2005 Anthropogenic air pollution and respiratory disease-related emergency room visits in Rio Branco, Brazil-September, 2005. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 34, n. 1, p. 42-46, 2008.

LIMA, J. E. **Curso de análise e previsão de séries temporais**. Universidade Federal de Viçosa. 2015.

LIPSETT, Michael *et al.* The respiratory health impact of a large urban fire. **American Journal of Public Health**, v. 84, n. 3, p. 434-438, 1994.

LIU, Qin-Tao, *et al.* Accumulation of metals, trace elements and semi-volatile organic compounds on exterior window surfaces in Baltimore. **Environmental Pollution**, 2003, 122.1: 51-61.

LIU, Y. Angela; PAN, Ming-Shiun; SHIEH, Joseph CP. International transmission of stock price movements: Evidence from the US and five Asian-Pacific markets. **Journal of Economics and Finance**, 1998, 22.1: 59-69.

LJUNG, Greta M.; BOX, George EP. On a measure of lack of fit in time series models. **Biometrika**, 1978, 65.2: 297-303.

LUCIARDO, Renildes Oliveira; CUNHA, Nina Rosa da Silveira; JUNIOR, Aziz Galvão da Silva. **Identificação e proposição de métodos de valoração econômica dos efeitos das queimadas no estado de Mato Grosso**. In: XLII Congresso da SOBER. 2004. p. 14-15.

MADDALA, Gangadharrao S.; LAHIRI, Kajal. **Introduction to econometrics**. New York: Macmillan, 1992.

MARTIN, Wade E.; BRAJER, Victor; ZELLER, Karl. **Valuing the health effects of a prescribed fire. Wildfire Risk: Human Perceptions and Management Implications'**. (Eds WE Martin, C Raish, B Kent) pp, p. 244-261, 2007.

MARTINS, Vitor S., *et al.* Validation of high-resolution MAIAC aerosol product over South America. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, 2017, 122.14: 7537-7559.

MARTINS, Vitor S., *et al.* Validation of high-resolution MAIAC aerosol product over South America. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, 2017, 122.14: 7537-7559.

MASCARENHAS, Márcio Dênis Medeiros, *et al.* Anthropogenic air pollution and respiratory disease-related emergency room visits in Rio Branco, Brazil-September, 2005. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, 2008, 34.1: 42-46.

MATAVELI, Guilherme Augusto Verola, *et al.* Modelagem da Contribuição do Cerrado sobre as Emissões Brasileiras de Material Particulado Fino (PM_{2.5}, 5 µm) Associadas à Queima de Biomassa. **Revista do Departamento de Geografia**, 2018, 118-128.

MAYORGA, Rodrigo de Oliveira, *et al.* Análise de transmissão de preços do mercado atacadista de melão do Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, 2007, 45.3: 675-704.

MENDELSON, Robert; ORCUTT, Guy. An empirical analysis of air pollution dose-response curves. **Journal of Environmental Economics and Management**, 1979, 6.2: 85-106.

MENDONÇA, Mário Jorge Cardoso de. O crédito imobiliário no Brasil e sua relação com a política monetária. **Revista brasileira de Economia**, 2013, 67.4: 457-495.

MENDONÇA, Mário Jorge; LOUREIRO, Paulo RA; SACHSIDA, Adolfo. The dynamics of land-use in Brazilian Amazon. **Ecological economics**, 2012, 84: 23-36.

MERICO, Luiz Fernando Krieger. **Introdução à economia ecológica**. 2002.

MINISTÉRIO DA INFRAESTRUTURA. Estatísticas do Detran. 2018. Disponível em: <https://infraestrutura.gov.br/denatran>. Acesso maio de 2018.

MINISTÉRIO DA SAÚDE DO BRASIL – MS. Secretaria de Atenção à Saúde. Departamento de Atenção Básica. **Doenças respiratórias crônicas** / Ministério da Saúde, Secretaria de Atenção à Saúde, Departamento de Atenção Básica. – Brasília : Ministério da Saúde, 2010. 160 p. : il. – (Série A. Normas e Manuais Técnicos) (Cadernos de Atenção Básica, n. 25) ISBN 978-85-334-1699-4 1. Doenças respiratórias. 2. Epidemiologia. 3. Atenção básica. I. Título. II. Série.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. DATASUS, **Sistema de Informações Hospitalares**. Disponível em <http://www.datasus.gov.br/DATASUS/index.php?area=0203>. Acesso em fevereiro de 2019.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Poluentes Atmosféricos**. 2019. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/poluentes-atmosf%C3%A9ricos.html>. Acesso em fevereiro de 2019.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Poluentes Atmosféricos**. 2019. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/poluentes-atmosf%C3%A9ricos.html>. Acesso em fevereiro de 2019.

MOELTNER, Klaus *et al.* Wildfire smoke and health impacts: A closer look at fire attributes and their marginal effects. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 66, n. 3, p. 476-496, 2013.

MONTEIRO, A. C.; PONCIANO, N. J.; TOSTO, S. G. Valoração econômica da perda de solo na cultura de cana-de-açúcar colhida crua e queimada no município de Campos dos Goytacazes. In: *Embrapa Territorial-Artigo em anais de congresso (ALICE)*. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 49., 2011, Belo Horizonte. Anais... Belo Horizonte: SOBER, 2011., 2011.

MOREIRA, JMMAP, *et al.* Impacto do teor de umidade e da espécie florestal no custo da energia útil obtida a partir da queima da lenha. **Embrapa Florestas-Comunicado Técnico (INFOTECA-E)**, 2012.

MORETTIN, Pedro Alberto; TOLOI, Clélia M. de Castro. Análise de Séries Temporais. São Paulo, ABE, 2004.

MORGAN, Geoffrey *et al.* Effects of bushfire smoke on daily mortality and hospital admissions in Sydney, Australia. **Epidemiology**, v. 21, n. 1, p. 47-55, 2010.

MORRISON, Mark; BERGLAND, Olvar. Prospects for the use of choice modelling for benefit transfer. **Ecological Economics**, 2006, 60.2: 420-428.

MUSHKIN, Selma J. Health as an Investment. **Journal of political economy**, 1962, 70.5, Part 2: 129-157.

NAVRUD, Ståle. Valuing health impacts from air pollution in Europe. **Environmental and Resource Economics**, 2001, 20.4: 305-329.

NEPSTAD, Daniel C.; ALENCAR, Ane A.; MOREIRA, Adriana G. **A floresta em chamas: origens, impactos e prevenção de fogo na Amazônia**. Brasília: Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil, 1999.

OLIVEIRA, Beatriz Fatima Alves de, *et al.* **Avaliação do risco para saúde infantil relativa à exposição ao Material Particulado Fino proveniente da queima de biomassa no município de Tangará da Serra-MT**. Orientadora principal: Sandra de Souza Hacon, Coorientadora: Eliane Ignotti. 2011. 124f. Dissertação (mestrado em Ciências na área de Saúde Pública e Meio Ambiente) – Fundação Orwaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2011, versão impressa e eletrônica.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE - OMS. **Health Guidelines for Vegetation Fire Events**, ed. Schwela DH Goldammer JG, Morawska LH, Simpson, O. Geneva, World Health Organization, 1999.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE - OMS, *et al.* **Inheriting a sustainable world? Atlas on children's health and the environment**. World Health Organization, 2017.

ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO – OECD. **The Economic Consequences of Outdoor Air Pollution**, OECD Publishing, Paris, 2016.

OSTRO, Bart D. The effects of air pollution on work loss and morbidity. **Journal of Environmental Economics and Management**, 1983, 10.4: 371-382.

OSTRO, Bart; CHESTNUT, Lauraine. Assessing the health benefits of reducing particulate matter air pollution in the United States. **Environmental research**, v. 76, n. 2, p. 94-106, 1998.

PAINEL BRASILEIRO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS - PBMC. **Base científica das mudanças climáticas**. Sumário executivo do, 2014, 1: 34.

PAINEL BRASILEIRO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS – PBMC. Sumário Executivo do Volume 1- Base Científica das Mudanças Climáticas. Contribuição do Grupo de Trabalho 1 para o **1º Relatório de Avaliação Nacional do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas**, 2012.

PAIXÃO, Melina Mara de Andrade. **Propriedades ópticas de aerossóis naturais e de queimadas da Amazônia**. Orientador: Paulo Eduardo Artaxo Netto. 2011. 120f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto de física – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011, versão impressa e eletrônica.

PATANKAR, A. M.; TRIVEDI, P. L. Monetary burden of health impacts of air pollution in Mumbai, India: implications for public health policy. **Public health**, 2011, 125.3: 157-164.

PAULETTO, Daniela, *et al.* Custos de implantação de sistema agroflorestal experimental sob diferentes condições de manejo em Santarém, Pará. **Cadernos de Agroecologia**, 2018, 13.1.

PEREIRA, Maurício Gomes. **Métodos empregados em epidemiologia**. Pereira MG. Epidemiologia: teoria e prática. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1995, 269-88.

PHILLIPS, Peter CB; PERRON, Pierre. Testing for a unit root in time series regression. **Biometrika**, 1988, 75.2: 335-346.

PINTO, Ana Carla Baduy; VIEIRA, Flávio Vilela. Câmbio flexível e metas de inflação em países selecionados da América Latina: análise de vetores auto-regressivos (VAR). **Ensaio FEE**, 2008, 29.1.

POPE 3RD, C. A. Epidemiology of fine particulate air pollution and human health: biologic mechanisms and who's at risk?. **Environmental health perspectives**, 2000, 108.suppl 4: 713-723.

PÖSCHL, U., *et al.* Rainforest aerosols as biogenic nuclei of clouds and precipitation in the Amazon. *science*, 2010, 329.5998: 1513-1516.

PRADO, Nathália Velloso; DA COSTA COELHO, Simone Sievert. ESTUDO DA RELAÇÃO ENTRE QUEIMADAS, AEROSSÓIS ATMOSFÉRICOS E PRECIPITAÇÃO. 2013.

RAMALHO, Joaquim, *et al.* Testes de especificação para modelos de regressão para dados de contagem. Estudo de simulação sobre a aplicação de testes de hipóteses não encaixadas. **Revista de Economia**, 1997, 21: 67-91.

RANGEL, Marcos A.; VOGL, Tom. Agricultural fires and infant health. National Bureau of **Economic Research**, 2016.

RIBEIRO, Gregório Dias. Valoração ambiental: síntese dos principais métodos. UNESP. Rio Claro – São Paulo. 2009.

RICHARDSON, Andrew D., *et al.* Comparing simple respiration models for eddy flux and dynamic chamber data. **Agricultural and Forest Meteorology**, 2006, 141.2-4: 219-234.

RICHARDSON, Leslie A.; CHAMP, Patricia A.; LOOMIS, John B. The hidden cost of wildfires: Economic valuation of health effects of wildfire smoke exposure in Southern California. **Journal of Forest Economics**, v. 18, n. 1, p. 14-35, 2012.

RITTMASER, R. *et al.* Economic analysis of health effects from forest fires. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 36, n. 4, p. 868-877, 2006.

RIVERO, Sérgio, *et al.* Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. **Nova economia**, 2009, 19.1: 41-66.

ROBERTS, Gregory C., *et al.* Sensitivity of CCN spectra on chemical and physical properties of aerosol: A case study from the Amazon Basin. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, 2002, 107.D20: LBA 37-1-LBA 37-18.

ROCHA, Clarice. **Alternativas ao uso do fogo na agricultura e as etapas para planejamento de uma queimada controlada**. Empresa Brasileira de Pesquisa

Agropecuária – EMBRAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2015. Disponível: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/2471085/alternativas-ao-uso-do-fogo-na-agricultura-e-as-etapas-para-planejamento-de-uma-queimada-controlada>. Acesso maio de 2017.

ROSA, Antonia Maria, *et al.* Respiratory disease and climatic seasonality in children under 15 years old in a town in the Brazilian Amazon. **Jornal de pediatria**, 2008, 84.6: 543-549.

ROSA, Tereza Etsuko da Costa, *et al.* Fatores determinantes da capacidade funcional entre idosos. **Revista de Saúde Pública**, 2003, 37: 40-48.

ROSENFELD, Daniel. Suppression of rain and snow by urban and industrial air pollution. **Science**, 2000, 287.5459: 1793-1796.

ROSENFELD, Daniel. TRMM observed first direct evidence of smoke from forest fires inhibiting rainfall. **Geophysical research letters**, 1999, 26.20: 3105-3108.

SALDANHA, Celso T.; BOTELHO, Clovis. Queimadas e suas influências em crianças asmáticas menores de cinco anos atendidas em um hospital público. **Rev. bras. alerg. imunopatol**, v. 31, n. 3, 2008.

SALDIVA, Paulo HN *et al.* Air pollution and mortality in elderly people: a time-series study in Sao Paulo, Brazil. **Archives of Environmental Health: An International Journal**, v. 50, n. 2, p. 159-163, 1995.

SALDIVA, Paulo HN *et al.* Association between air pollution and mortality due to respiratory diseases in children in São Paulo, Brazil: a preliminary report. **Environmental research**, v. 65, n. 2, p. 218-225, 1994.

SASTRY, Narayan. Forest fires, air pollution, and mortality in Southeast Asia. **Demography**, v. 39, n. 1, p. 1-23, 2002.

SCHWARZ, Gideon, *et al.* Estimating the dimension of a model. **The annals of statistics**, 1978, 6.2: 461-464.

SEGEL, Joel E. **Cost-of-illness studies—a primer**. RTI-UNC Center of Excellence in Health Promotion Economics, 2006, 1-39.

SEROA DA MOTTA, Ronaldo; ORTIZ, Ramon Arigoni; FERREIRA, S. F. **Health and economic values for mortality cases associated with air pollution in Brazil**. In: Expert Workshop on Assessing The Ancillary Benefits and Costs of Greenhouse Gas Mitigation Strategies, Washington, DC. 2000. p. 27-29.

SILVA FILHO, OC da; FRASCAROLI, Bruno Ferreira; MAIA, Sinézio Fernandes. **Transmissão de preços no mercado internacional da soja: uma abordagem pelos modelos ARMAX e VAR**. ENCONTRO NACIONAL DE ECONOMIA, XXXIII, 2005.

SILVA, Ageo Mário Candido da. **Quantificação dos efeitos na saúde da exposição à queima de biomassa: uma contribuição ao entendimento dos efeitos da exposição ao material particulado (PM_{2,5}) em grupos populacionais sensíveis na Amazônia Legal**.

Orientadora: Sandra de Souza Hacon. Coorientadora: Inês Echenique Mattos. 2010.113f. Tese (Doutorado em Ciências na área de Saúde Pública e Meio Ambiente) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2010, versão impressa e eletrônica.

SIMS, Christopher A. Macroeconomics and reality. *Econometrica: journal of the Econometric Society*, 1980, 1-48.

SOUZA, Leonardo Salema Nogueira, *et al.* **Análise de impactos das queimadas sobre a saúde humana: um estudo de caso do Município de Rio Branco, Acre.** Orientadora: Sandra de Souza Hacon. 2008. 129f. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Saúde Pública e Meio Ambiente) – Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2008, versão impressa e eletrônica.

SUPER INTERESSANTE. Queimada: **Fogo provocado bate recordes.** Publicado em 31 de outubro de 2016. Disponível em: <https://super.abril.com.br/ideias/queimada-fogo-provocado-bate-recordes/>. Acesso maio de 2019.

TAN, Wan C., *et al.* The human bone marrow response to acute air pollution caused by forest fires. *American journal of respiratory and critical care medicine*, 2000, 161.4: 1213-1217.
THAM, Rachel *et al.* The impact of smoke on respiratory hospital outcomes during the 2002–2003 bushfire season, Victoria, Australia. *Respirology*, v. 14, n. 1, p. 69-75, 2009.

TODA, Hiro Y.; YAMAMOTO, Taku. Statistical inference in vector autoregressions with possibly integrated processes. *Journal of econometrics*, 1995, 66.1-2: 225-250.

UNIVERSITY OF EAST ANGLIA -CRU. **Climatic Research Unit/University of East Anglia**, 2010. Disponível em: <http://www.cru.uea.ac.uk/data>. Acesso em novembro de 2017.

VALOIS, Isabelle. **Frota de mais de 660 mil veículos é a maior ‘vilã’ dos pulmões dos manauenses, aponta Inpa.** A crítica, 2015. Disponível em: <https://www.acritica.com/channels/governo/news/frota-de-mais-de-660-mil-veiculos-e-a-maior-vila-dos-pulmoes-dos-manauenses-aponta-inpa>. Acesso Agosto de 2019.

VAN EEDEN., *et al.* Cytokines involved in the systemic inflammatory response induced by exposure to particulate matter air pollutants (PM10). *American journal of respiratory and critical care medicine*, 2001, 164.5: 826-830.

VOGELMANN, Eduardo Saldanha, *et al.* Quais são os efeitos do manejo com queima da vegetação nas propriedades físico-hídricas do solo?. In: *V Congresso Latinoamericano de Agroecología-SOCLA (La Plata, 2015)*. 2015.

WALD, Abraham. Sequential tests of statistical hypotheses. *The annals of mathematical statistics*, 1945, 16.2: 117-186.

WOOLDRIDGE, Jeffrey M. *Econometric analysis of cross section and panel data.* MIT press, 2010.

WOOLDRIDGE, Jeffrey. *Econometrics of cross section and panel data.* Cambridge, MA: MIT Press, 2002). “Inverse Probability Weighted M-Estimators for Sample Selection, Attrition and Stratification,” Portuguese *Economic Journal*, 2002, 1: 117-139.

APÊNDICE A – ESTIMAÇÕES DO PRIMEIRO ESTÁGIO
Tabela A.1 – Modelo de dados em painel com $Y = AOD$

	PA (AOD)	RE (AOD)
foco	0,341 ^{***} (0,0957)	0,333 ^{***} (0,0932)
l_w	83,40 ^{***} (4,882)	83,16 ^{***} (4,890)
l_s	-41,12 ^{***} (3,456)	-38,37 ^{***} (3,235)
l_frota	4,128 ^{**} (0,650)	3,774 ^{**} (0,610)
l_rodovias	-6,715 ^{***} (0,907)	-6,442 ^{***} (0,885)
2008	29,96 ^{***} (1,364)	30,00 ^{***} (1,365)
2010	12,59 ^{***} (0,807)	12,74 ^{***} (0,781)
2012	7,072 ^{**} (0,947)	7,222 ^{**} (0,898)
2014	11,29 ^{**} (1,148)	11,48 ^{**} (1,098)
2016	-22,77 ^{***} (4,921)	-23,72 ^{***} (4,875)
RO	8,884 ^{**} (3,689)	7,494 ^{**} (3,612)
AC	17,99 ^{**} (7,702)	15,58 ^{**} (7,360)
AM	32,93 ^{**} (4,349)	30,82 ^{**} (4,186)
RR	33,81 ^{***} (6,561)	31,06 ^{***} (6,381)
PA	14,05 ^{***} (4,940)	11,20 ^{**} (4,782)
AM	26,28 ^{***} (4,001)	23,85 ^{***} (3,839)
TO	-0,583 (3,942)	-2,280 (3,863)
MA	-303,9 ^{***} (26,32)	-301,1 ^{***} (26,43)
MT	0,341 ^{***} (0,0957)	0,333 ^{***} (0,0932)
_cons	83,40 ^{***} (4,882)	83,16 ^{***} (4,890)
N	42,535	42535
F	2868,09	2838,67
prob	0,0000	0,0000
within	-	0,1381
between	-	0,2960
overall	-	0,1422

PA = pooled, RE= efeitos aleatórios; os erros padrão estão em parêntesis; + p<0.10, * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001. foco – focos de queimadas, l_w – logaritmo de direção do vento, l_s – logaritmo de velocidade do vento, l_frota – logaritmo de frota veicular, l_rodovias – logaritmo de extensão de rodovias, ano_2008 A ano_2016 são as dummies para anos, RO – Rondônia AC – Acre, AM - Amazonas, RR- Roraima, PA - Pará, AP - Amapá, TO – Tocantins, MA – Maranhão e MT – Mato Grosso são as dummies para os estados que compõem a Amazônia Legal.

Fonte: Resultados da Pesquisa.

Tabela A.2 – Modelo de dados em painel com $Y = PM_{2,5}$

	PA (PM _{2,5}) ^{***}	RE (PM _{2,5}) ^{***}
foco	0.0601 (0.00918)	0.0599 (0.00912)
l_w	-1.286 ^{***} (0.328)	-1.276 ^{***} (0.327)
l_s	-1.171 ^{***} (0.308)	-1.324 ^{***} (0.302)
l_frota	0.359 ^{***} (0.0810)	0.289 ^{***} (0.0792)
l_rodovias	-0.289 ^{***} (0.0871)	-0.256 ^{***} (0.0856)
2008	-1.420 ^{***} (0.0688)	-1.397 ^{***} (0.0683)
2010	0.0231 (0.0867)	0.0613 (0.0861)
2012	0.532 (0.574)	0.396 (0.568)
2014	-3.054 ^{***} (0.427)	-3.229 ^{**} (0.414)
2016	-8.531 ^{***} (0.475)	-8.673 ^{***} (0.462)
RO'	-6.518 ^{***} (0.433)	-6.556 ^{***} (0.421)
AC	-8.145 ^{***} (0.532)	-8.306 ^{***} (0.512)
AM	-7.015 ^{***} (0.456)	-7.096 ^{***} (0.446)
RR	-7.963 ^{***} (0.482)	-7.979 ^{***} (0.472)
PA	-2.803 ^{***} (0.404)	-2.872 ^{***} (0.395)
AP	37.78 ^{***} (1.819)	38.29 ^{***} (1.820)
TO	0.0601 ^{***} (0.00918)	0.0599 ^{***} (0.00912)
MA	-1.286 ^{***} (0.328)	-1.276 ^{***} (0.327)
MT	-1.171 ^{***} (0.308)	-1.324 ^{***} (0.302)
_cons	0.359 ^{***} (0.0810)	0.289 ^{***} (0.0792)
N	25.524	25.524
chi2	4067,96	4289,07
p	0,0000	0,0000
R²		
within	-	0,1651
between	-	0,1904
overall	-	0,1685

PA = pooled, RE= efeitos aleatórios; os erros padrão estão em parêntesis; + p<0.10, * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001. l_foco – logaritmo de focos de queimadas, l_w – logaritmo de direção do vento, l_s – logaritmo de velocidade do vento, l_frota – logaritmo de frota veicular, l_rodovias – logaritmo de extensão de rodovias, ano_2008 A ano_2016 são as dummies para anos, RO – Rondônia AC – Acre, AM - Amazonas, RR- Roraima, PA - Pará, AP - Amapá, TO – Tocantins, MA – Maranhão e MT – Mato Grosso são as dummies para os estados que compõem a Amazônia Legal.

Fonte: Resultados da Pesquisa

APÊNDICE B – ESTIMAÇÕES DO SEGUNDO ESTÁGIO

Tabela B.1 – Estimções do modelo em painel $Y = nidar$

	NIDAR	
	NB_RE	PO_RE
AOD	0,00013769** (0,00004413)	0,00009769+ (0,00005575)
l_pop	0,49674531*** (0,06029747)	0,75258125*** (0,19982279)
l_pib_mil	0,03449769 (0,03555912)	-0,09841584* (0,05003701)
l_temperatura	-8,665e+00*** (1,80820681)	-7,937e+00*** (2,11,895857)
l_precipitação	-0,03678199+ (0,02110852)	-0,04354462* (0,02042885)
l_Umidade	-0,01755602 (0,04224431)	-0,06608225 (0,04717252)
l_a_urb	0,0237192 (0,02635128)	0,03494014 (0,05211097)
l_areakm2	-0,0358952 (0,02908089)	0,12177652** (0,04566165)
2008	-	-
2010	0,11022296*** -0,02122063	0,13137809*** (0,03286688)
2012	-0,05833998** -0,02224454	-0,01404001 (0,03958829)
2014	-0,08239116*** -0,02419196	-0,05690403 (0,03820222)
2016	-0,34674808*** -0,03325902	-0,33864712*** (0,04610279)
RO	-	-
AC	0,22023206 (0,13944288)	-0,39869273* (0,15565365)
AM	-0,80799453*** (0,17178915)	-0,90643553*** (0,17565339)
RR	0,15844937 (0,17840759)	-0,32374281 (0,24111631)
PA	0,049607 (0,1386974)	0,21522834 (0,1850924)
AP	-0,06961804 (0,21259334)	-0,88471727*** (0,22071065)
TO	0,40780918** (0,13004976)	-0,49076008** (0,16585111)
MA	-0,35956455* (0,15555283)	0,01991596 (0,13268779)
MT	0,20695926 (0,13093245)	-0,21653333+ (0,12658987)
Jan	-	-
Fev	0,01906072+ (0,01143987)	0,02534681* (0,01257661)
Mar	0,31342531*** (0,0104391)	0,34821639*** (0,01770106)
Abr	0,35467697*** (0,01425997)	0,39764995*** (0,02332096)
Mai	0,39516331***	0,42319511***

	(0,01379621)	(0,02180314)
Jun	0,31930175***	0,32810114***
	(0,01594136)	(0,02118122)
Jul	0,17831835***	0,16872961***
	(0,0223603)	(0,02803816)
Ago	0,12821279***	0,10773801***
	(0,0250338)	(0,02432425)
Set	0,11518487***	0,09164113***
	(0,02398313)	(0,0175252)
Out	0,08737547***	0,08942705***
	(0,01871886)	(0,01824223)
Nov	-0,01025812	0,01592021
	(0,01693088)	(0,01781188)
Dez	-0,12504317***	-0,07768516***
	(0,01468012)	(0,01251287)
_cons	4,562e+01***	4,112e+01***
	(1,03E+04)	(1,20E+04)
ln_r_cons	0,48683430***	-
	(0,05328349)	-
ln_s_cons	1,20155283***	-
	(0,07171548)	-
lnalpha_cons	-	-0,69104128***
	-	(0,19975802)
N	42,535	42,535
chi2	1,28E+07	7,75E+06
ll	-1,26E+08	-1,73E+08
p	0,0000	0,0000
N_clust	709	709

NB = Binomial Negativo, PO = Poisson, RE= efeitos aleatórios; os erros padrão estão em parêntesis; + p<0.10, * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001. Nidar – número de pessoas internadas por doenças do aparelho respiratório, Aod- Profundidade óptica de aerossóis, L_pop – logaritmo das estimativas populacionais, L_pib_mil – logaritmo do produto interno bruto por mil habitantes, L_temperatura – logaritmo da temperatura por município, L_precipitação – logaritmo de precipitação por município, L_umidade – logaritmo da umidade relativa do ar por município, L_a_urb – logaritmo da área urbana do município, L_area_km2 – logaritmo da área por km² por município, 2008 a 2016 – Dummies de anos e RO – Rondônia AC – Acre, AM - Amazonas, RR- Roraima, PA - Pará, AP - Amapá, TO – Tocantins, MA – Maranhão e MT – Mato Grosso são as dummies para os estados que compõem a Amazônia Legal.

Fonte: Resultados da Pesquisa

Tabela B.2 – Estimações do modelo em painel $Y = nidar_0_4$

	NIDAR_0_4	
	NB_RE	PO_RE
AOD	-1E-05 (6,2E-05)	-0,00011 (0,00011)
l_pop	0,46029638*** (0,069)	1,06653115*** (0,17579)
l_pib_mil	-0,02367 (0,04262)	-0,14723423+ (0,07751)
l_temperatura	-1,094e+01*** (1,57414046)	-9,869e+00** (3,02801027)
l_precipitação	-0,09576903*** (0,0273)	-0,08005400* (0,03268)
l_Umidade	0,09156735+ (0,05118)	0,03545 (0,0796)
l_a_urb	-0,02293 (0,03224)	-0,03016 (0,07252)
l_areakm2	0,033739 (0,03509)	0,13058754*** (0,0371)
2008	-	-
2010	0,07190117** (0,02375)	0,08794649+ (0,04736)
2012	-0,15004220*** (0,02595)	-0,10162 (0,07315)
2014	-0,15143627*** (0,02991)	-0,17026255* (0,07367)
2016	-0,43497922*** (0,0396)	-0,47716777*** (0,07696)
RO	-	-
AC	-0,02681 (0,19508)	-0,18808 (0,17385)
AM	-0,70160006*** (0,16058)	-0,78742661*** (0,12917)
RR	-0,06904 (0,16747)	0,174433 (0,22625)
PA	0,136453 (0,12213)	0,154743 (0,12261)
AP	-0,16493 (0,16903)	-0,46326498* (0,19815)
TO	0,133484 (0,12244)	0,10091 (0,18076)
MA	-0,16208 (0,14252)	-0,12 (0,13411)
MT	0,016189 (0,12073)	-0,12878 (0,16645)
Jan	-	-
Fev	0,04772653*** (0,01192)	0,05833698** (0,02062)
Mar	0,42659448*** (0,01513)	0,47792671*** (0,025)
Abr	0,54274013*** (0,01978)	0,61446665*** (0,03129)
Mai	0,62849809*** (0,01875)	0,69831391*** (0,02554)

Jun	0,60375171 ^{***} (0,02308)	0,63525250 ^{***} (0,03881)
Jul	0,38248525 ^{***} (0,02996)	0,38793425 ^{***} (0,05537)
Ago	0,28350797 ^{***} (0,02774)	0,26381211 ^{***} (0,04496)
Set	0,28915882 ^{***} (0,02368)	0,26978472 ^{***} (0,02735)
Out	0,26381667 ^{***} (0,02202)	0,28569140 ^{***} (0,02317)
Nov	0,16199801 ^{***} (0,02161)	0,19449251 ^{***} (0,02494)
Dez	-0,01021 (0,01869)	0,026652 (0,02336)
_cons	5,776e+01 ^{***} (8,79935349)	4,749e+01 ^{**} (1,72E+04)
ln_r_cons	0,70943061 ^{***} (0,0674)	- -
ln_s_cons	0,83707453 ^{***} (0,07273)	- -
lnalpha_cons	- -	-0,81887284 ^{***} (0,16092)
N	42,535	42,535
chi2	7,04E+06	1,21E+07
ll	-9,27E+07	-1,14E+08
p	0,000	0,000
N_clust	709	709

NB = Binomial Negativo, PO = Poisson, RE= efeitos aleatórios; os erros padrão estão em parêntesis; + p<0.10, * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001. Nidar_0_4 – número de crianças de 0 a 4 anos internadas por doenças do aparelho respiratório, Aod- Profundidade óptica de aerossóis, l_pop – logaritmo das estimativas populacionais, l_pib_mil – logaritmo do produto interno bruto por mil habitantes, l_temperatura – logaritmo da temperatura por município, l_precipitação – logaritmo de precipitação por município, l_umidade – logaritmo da umidade relativa do ar por município, l_a_urb – logaritmo da área urbana do município, l_area_km2 – logaritmo da área por km² por município, 2008 a 2016 – Dummies de anos e RO – Rondônia AC – Acre, AM - Amazonas, RR- Roraima, PA - Pará, AP - Amapá, TO – Tocantins, MA – Maranhão e MT – Mato Grosso são as dummies para os estados que compõem a Amazônia Legal.

Fonte: Resultados da Pesquisa

Tabela B.3 – Estimações do modelo em painel $Y = nidar_65$

	NIDAR_65	
	NB_RE	PO_RE
AOD	0,00033579*** (4,9E-05)	0,00034900*** (6,2E-05)
l_pop	0,62391541*** (0,05721)	1,01832493*** (0,09197)
l_pib_mil	-0,02877 (0,03561)	-0,06366 (0,05391)
l_temperatura	-8,503e+00*** (1,50098846)	-8,161e+00*** (1,28194855)
l_precipitação	0,003086 (0,02092)	0,001308 (0,02142)
l_Umidade	-0,22013602*** (0,03878)	-0,21570600*** (0,0378)
l_a_urb	0,049883 (0,04146)	0,082296 (0,05908)
l_areakm2	-0,00247 (0,03774)	0,000608 (0,02833)
2008	-	-
2010	0,12149050*** (0,02328)	0,09641942*** (0,02403)
2012	0,12947957*** (0,02706)	0,09698107** (0,02959)
2014	0,14373955*** (0,03395)	0,09763736* (0,03843)
2016	-0,03095 (0,03987)	-0,08664753* (0,0368)
RO	,	,
AC	0,022273 (0,29696)	-0,43680347** (0,14522)
AM	-0,78730283*** (0,21494)	-1,169e+00*** (0,12346)
RR	-0,3562 (0,23419)	-0,52340803*** (0,15439)
PA	-0,012 (0,16141)	-0,40147620*** (0,11437)
AP	-0,48826 (0,36265)	-1,477e+00*** (0,28636)
TO	0,105224 (0,15505)	-0,16804 (0,15014)
MA	-0,29155829+ (0,17298)	-0,44978261*** (0,12917)
MT	0,135699 (0,17704)	0,030686 (0,12186)
Jan	-	-
Fev	-0,09679290*** (0,01582)	-0,10091631*** (0,01527)
Mar	0,13171681*** (0,016)	0,14147010*** (0,01543)
Abr	0,15178157*** (0,02136)	0,15527076*** (0,01529)
Mai	0,14385467*** (0,01731)	0,14590669*** (0,01696)

Jun	0,06804236** (0,02136)	0,06843769*** (0,0192)
Jul	0,03389054* (0,01673)	0,03689903* (0,01765)
Ago	-0,02757 (0,02297)	-0,02489 (0,02545)
Set	-0,07560781** (0,02422)	-0,07808332*** (0,02114)
Out	-0,06623884*** (0,0172)	-0,07081810*** (0,01591)
Nov	-0,17471480*** (0,02295)	-0,16583102*** (0,01815)
Dez	-0,17841208*** (0,02056)	-0,13679312*** (0,019)
_cons	4,596e+01*** (8,48756028)	4,015e+01*** (7,15121175)
ln_r_cons	1,64895253*** (0,0877)	- -
ln_s_cons	0,90238008*** (0,0923)	- -
lnalpha_cons	- -	-0,90561979*** (0,04732)
N	42,535	42,535
chi2	5,14E+06	3,78E+06
ll	-6,91E+07	-7,19E+07
p	0,000	0,000
N_clust	709	709

NB = Binomial Negativo, PO = Poisson, RE= efeitos aleatórios; os erros padrão estão em parêntesis; + p<0.10, * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001. Nidar_65 – número de idosos com 65 anos ou mais internados por doenças do aparelho respiratório, Aod- Profundidade óptica de aerossóis, l_pop – logaritmo das estimativas populacionais, l_pib_mil – logaritmo do produto interno bruto por mil habitantes, l_temperatura – logaritmo da temperatura por município, l_precipitação – logaritmo de precipitação por município, l_umidade – logaritmo da umidade relativa do ar por município, l_a_urb – logaritmo da área urbana do município, l_area_km2 – logaritmo da área por km² por município, 2008 a 2016 – Dummies de anos e RO – Rondônia AC – Acre, AM - Amazonas, RR- Roraima, PA - Pará, AP - Amapá, TO – Tocantins, MA – Maranhão e MT – Mato Grosso são as dummies para os estados que compõem a Amazônia Legal.

Fonte: Resultados da Pesquisa

Tabela B.4 – Estimações do modelo em painel $Y = nidar_influenza$

NIDAR_INFLUENZA		
	NB_RE	PO_RE
AOD	0,00031744 ⁺ (0,00016)	0,000338 (0,00022)
l_pop	0,27464283 ⁺ (0,15152)	0,071985 (0,62084)
l_pib_mil	-0,03959 (0,13373)	-0,1104 (0,36695)
l_temperatura	-1,409e+01 ⁺ (7,190744)	-4,49E+03 (6,354709)
l_precipitação	-0,00036 (0,12478)	-0,02938 (0,10778)
l_Umidade	-0,06724 (0,16791)	0,171952 (0,15761)
l_a_urb	0,072624 (0,08845)	0,212731 (0,22447)
l_areakm2	-0,13066 (-0,08641)	0,082677 (-0,16296)
2008	-	-
2010	0,53444557 ^{***} (0,11632)	0,41569495 ^{**} (0,14706)
2012	0,52812407 ^{***} (0,13036)	0,237838 (0,23538)
2014	0,52727183 ^{***} (0,13473)	0,248522 (0,21878)
2016	0,40980081 ^{***} (0,11976)	-0,03514 (0,21642)
RO	-	-
AC	0,868754 (0,62872)	0,32114 (0,59533)
AM	-0,7187 (0,4719)	-0,99605 (1,24776337)
RR	-1,45E+03 (6,39565118)	-1,84E+03 (6,22435499)
PA	-0,45615 (0,40636)	0,425468 (0,54911)
AP	-0,4988 (0,54297)	-1,615e+00 ⁺ (0,87822)
TO	-0,47309 (0,38038)	-1,490e+00 [*] (0,72025)
MA	-0,23276 (0,44847)	0,309345 (0,71947)
MT	-0,32373 (0,37989)	0,017727 (0,72413)
Jan	-	-
Fev	0,058354 (0,05279)	0,09457675 ⁺ (0,05262)
Mar	0,33214191 ^{***} (0,04747)	0,47944212 ^{***} (0,05231)
Abr	0,39796497 ^{***} (0,05437)	0,51212805 ^{***} (0,06445)
Mai	0,40246791 ^{***} (0,05811)	0,54076018 ^{***} (0,0596)

Jun	0,24983549 ^{***}	0,35656853 ^{***}
	(0,07293)	(0,06132)
Jul	0,125385	0,22891417 ^{***}
	(0,09725)	(0,06712)
Ago	0,078499	0,136457
	(0,0953)	(0,08561)
Set	0,044582	0,106257
	(0,09177)	(0,09528)
Out	0,037375	0,021391
	(0,07642)	(0,0774)
Nov	-0,01543	0,030657
	(0,07027)	(0,07916)
Dez	-0,12082432 ⁺	0,06008
	(0,07006)	(0,0849)
_cons	7,805e+01 ⁺	2,24E+04
	(4,13E+04)	(3,67E+04)
ln_r_cons	0,10916244 [*]	-
	(0,04713)	-
ln_s_cons	-0,85810868 ^{***}	-
	(0,06623)	-
lnalpha_cons	-	1,42310537 ^{***}
	-	(0,17352)
N	42,535	42,535
chi2	1,09E+06	1,24E+06
ll	-1,95E+07	-2,75E+07
p	0,000	0,000
N_clust	709	709

NB = Binomial Negativo, PO = Poisson, RE= efeitos aleatórios; os erros padrão estão em parêntesis; + p<0.10, * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001. Nidar_influenza – número de pessoas internadas com influenza, Aod- Profundidade óptica de aerossóis, L_pop – logaritmo das estimativas populacionais, L_pib_mil – logaritmo do produto interno bruto por mil habitantes, L_temperatura – logaritmo da temperatura por município, L_precipitação – logaritmo de precipitação por município, L_umidade – logaritmo da umidade relativa do ar por município, L_a_urb – logaritmo da área urbana do município, L_area_km2 – logaritmo da área por km² por município, 2008 a 2016 – Dummies de anos e RO – Rondônia AC – Acre, AM - Amazonas, RR- Roraima, PA - Pará, AP - Amapá, TO – Tocantins, MA – Maranhão e MT – Mato Grosso são as dummies para os estados que compõem a Amazônia Legal.

Fonte: Resultados da Pesquisa

Tabela B.5 – Estimações do modelo em painel $Y = nidar_pneumonia$

NIDAR_PNEUMOMONIA		
	NB_RE	PO_RE
AOD	0,00012314 [*] (5E-05)	0,00011708 (0,0000749)
l_pop	0,49361928 ^{***} (0,06917)	0,97323071 ^{***} (0,25199538)
l_pib_mil	0,007275 (0,04549)	-0,15512358 (0,10224408)
l_temperatura	-1,072e+01 ^{***} (1,45553917)	-9,660e+00 ^{**} (3,12030762)
l_precipitação	-0,04141319 ⁺ (0,02316)	-0,05432939 [*] (0,02758361)
l_Umidade	0,051595 (0,04489)	0,02444834 (0,06753273)
l_a_urb	0,017784 (0,03526)	0,04716617 (0,05890408)
l_areakm2	0,013182 (0,03245)	0,15079226 ^{***} (0,04150031)
2008	,	,
2010	0,08354041 ^{***} (0,02212)	0,07497299 (0,04684006)
2012	-0,06887864 [*] (0,02777)	-0,05226166 (0,05891641)
2014	-0,06752277 ⁺ (0,03644)	-0,08034149 (0,07312028)
2016	-0,34563236 ^{***} (0,03785)	-0,41977894 ^{***} (0,06882958)
RO	,	,
AC	-0,06764 (0,13618)	-0,38744281 [*] (0,17416829)
AM	-0,82105023 ^{***} (0,18914)	-0,77158123 ^{***} (0,15875114)
RR	0,146815 (0,13856)	0,12515482 (0,17951166)
PA	-0,12729 (0,13714)	0,03189581 (0,23242582)
AP	0,032785 (0,23133)	-0,56024705 [*] (0,26661469)
TO	0,39925453 ^{**} (0,12417)	0,05047674 (0,19204811)
MA	-0,42747797 ^{***} (0,12662)	0,03851812 (0,16881306)
MT	0,028478 (0,11462)	0,02790046 (0,133104)
Jan	-	-
Fev	-0,00534 (0,01246)	0,00491064 (0,01112232)
Mar	0,31956884 ^{***} (0,01266)	0,37003884 ^{***} (0,01870971)
Abr	0,37898550 ^{***} (0,01406)	0,44191581 ^{***} (0,0250571)
Mai	0,43040489 ^{***} (0,01662)	0,48443286 ^{***} (0,02379383)

Jun	0,37631930*** (0,02101)	0,41048820*** (0,02652333)
Jul	0,23954250*** (0,02467)	0,24311733*** (0,03701788)
Ago	0,17165590*** (0,02577)	0,15516724*** (0,03649612)
Set	0,15886638*** (0,02024)	0,13243910*** (0,02748302)
Out	0,10508767*** (0,01774)	0,10212592*** (0,0185707)
Nov	-0,01684 (0,0179)	0,00951783 (0,01510992)
Dez	-0,12475711*** (0,01584)	-0,08191686*** (0,01572231)
_cons	5,643e+01*** (8,25417860)	4,757e+01** (1,80E+04)
ln_r_cons	0,57873650*** (0,05074)	
ln_s_cons	0,99659806*** (0,07382)	
lnalpha_cons		-0,68067472*** (0,15986521)
N	42,535	42,535
chi2	7,58E+06	8,64E+06
ll	-1,05E+08	-1,37E+08
p	0,000	0,000
N_clust	709	709

NB = Binomial Negativo, PO = Poisson, RE= efeitos aleatórios; os erros padrão estão em parêntesis; + p<0.10, * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001. Nidar_pneumonia – número de pessoas internadas com pneumonia, Aod- Profundidade óptica de aerossóis, L_pop – logaritmo das estimativas populacionais, L_pib_mil – logaritmo do produto interno bruto por mil habitantes, L_temperatura – logaritmo da temperatura por município, L_precipitação – logaritmo de precipitação por município, L_umidade – logaritmo da umidade relativa do ar por município, L_a_urb – logaritmo da área urbana do município, L_area_km2 – logaritmo da área por km² por município, 2008 a 2016 – Dummies de anos e RO – Rondônia AC – Acre, AM - Amazonas, RR- Roraima, PA - Pará, AP - Amapá, TO – Tocantins, MA – Maranhão e MT – Mato Grosso são as dummies para os estados que compõem a Amazônia Legal.

Fonte: Resultados da Pesquisa

Tabela B.6 – Estimações do modelo em painel $Y = Vdar$

	l_vdar	
	PA	RE
l_aod	0,0798*** (0,0203)	0,0798*** (0,0270)
l_pop	1,555*** (0,133)	1,556*** (0,146)
l_pib_mil	0,0784 (0,0899)	0,0784 (0,0949)
l_temperatura	-14,25*** (4,133)	-14,26*** (4,028)
l_precipitação	-0,0873 (0,0624)	-0,0874* (0,0480)
l_Umidade	0,140 (0,0959)	0,140* (0,0774)
l_a_urb	0,0375 (0,0684)	0,0370 (0,0638)
l_areakm2	0,0402 (0,0414)	0,0399 (0,0406)
2008	-	-
2010	0,170*** (0,0563)	0,170*** (0,0496)
2012	-0,230*** (0,0705)	-0,230*** (0,0662)
2014	-0,333*** (0,0662)	-0,333*** (0,0725)
2016	-0,954*** (0,0743)	-0,954*** (0,0821)
RO	-	-
AC	-0,426 (0,272)	-0,426 (0,266)
AM	-1,894*** (0,244)	-1,894*** (0,244)
RR	0,338 (0,278)	0,338 (0,219)
PA	-0,134 (0,172)	-0,135 (0,166)
AP	-1,750*** (0,328)	-1,751*** (0,308)
TO	-0,305** (0,143)	-0,305* (0,161)
MA	-0,296**	-0,297

	(0,149)	(0,208)
MT	-0,241	-0,241
	(0,194)	(0,185)
Jan	-	-
	-	-
Fev	0,0276	0,0276
	(0,0488)	(0,0442)
Mar	0,467***	0,467***
	(0,0497)	(0,0486)
Abr	0,542***	0,542***
	(0,0517)	(0,0492)
Mai	0,691***	0,691***
	(0,0451)	(0,0537)
Jun	0,598***	0,598***
	(0,0521)	(0,0567)
Jul	0,412***	0,411***
	(0,0477)	(0,0522)
Ago	0,363***	0,363***
	(0,0430)	(0,0567)
Set	0,291***	0,291***
	(0,0564)	(0,0664)
Out	0,185***	0,185***
	(0,0489)	(0,0634)
Nov	-0,107**	-0,107**
	(0,0476)	(0,0523)
Dez	-0,356***	-0,356***
	(0,0469)	(0,0626)
_cons	70,94***	70,99***
	(23,81)	(22,79)
Corr(u_i, Xb)	-	0
within	-	0,0407
between	-	0,7426
overall	-	0,4103
Sigma_u	-	1,1133952
Sigma_e	-	2,1219741
rho	-	0,21587557
N	42535	42535
chi2	6221,82	5899,88
p	0,0000	0,0000
N_clust	709	709

PA = Pooled, RE= efeitos aleatórios; os erros padrão estão em parêntesis; + p<0.10, * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001. l_vidar – logaritmo do valor gasto com internações por doenças do aparelho respiratório, l_aod- logaritmo da profundidade óptica de aerossóis, l_pop – logaritmo das estimativas populacionais, l_pib_mil – logaritmo do produto interno bruto por mil habitantes, l_temperatura – logaritmo da temperatura por município, l_precipitação – logaritmo de precipitação por município, l_umidade – logaritmo da umidade relativa do ar por município, l_a_urb – logaritmo da área urbana do município, l_area_km2 – logaritmo da área por km² por município, 2008 a 2016 – Dummies de anos e RO – Rondônia AC – Acre, AM - Amazonas, RR- Roraima, PA - Pará, AP - Amapá, TO – Tocantins, MA – Maranhão e MT – Mato Grosso são as dummies para os estados que compõem a Amazônia Legal.

Tabela B.7 – Estimações do modelo em painel $Y = Vdar_0_4$

	l_vdar_0_4	
	PA	RE
l_aod	0,0428 (0,0288)	0,0428 (0,0287)
l_pop	1,827*** (0,191)	1,827*** (0,174)
l_pib_mil	0,0350 (0,119)	0,0352 (0,121)
l_temperatura	-25,41*** (5,273)	-25,42*** (5,018)
l_precipitação	-0,269*** (0,0713)	-0,269*** (0,0773)
l_Umidade	0,272** (0,122)	0,271** (0,123)
l_a_urb	0,0946 (0,0642)	0,0943 (0,0757)
l_areakm2	0,188*** (0,0523)	0,188*** (0,0493)
2008	-	-
2010	0,106* (0,0555)	0,106* (0,0593)
2012	-0,518*** (0,0852)	-0,518*** (0,0670)
2014	-0,613*** (0,0888)	-0,613*** (0,0862)
2016	-1,282*** (0,0801)	-1,282*** (0,0869)
RO	-	-
AC	-0,206 (0,425)	-0,206 (0,331)
AM	-1,398*** (0,281)	-1,398*** (0,300)
RR	1,077** (0,438)	1,077*** (0,412)
PA	0,380 (0,268)	0,379 (0,243)
AP	-0,512* (0,270)	-0,512 (0,333)
TO	0,335 (0,210)	0,335* (0,194)
MA	0,194	0,194

	(0,269)	(0,202)
MT	-0,200	-0,200
	(0,195)	(0,198)
Jan	-	-
	-	-
Fev	0,100**	0,100*
	(0,0439)	(0,0601)
Mar	0,754***	0,754***
	(0,0563)	(0,0545)
Abr	0,977***	0,977***
	(0,0644)	(0,0657)
Mai	1,123***	1,123***
	(0,0642)	(0,0603)
Jun	1,113***	1,113***
	(0,0646)	(0,0758)
Jul	0,785***	0,785***
	(0,0768)	(0,0742)
Ago	0,647***	0,647***
	(0,0723)	(0,0789)
Set	0,654***	0,654***
	(0,0625)	(0,0657)
Out	0,521***	0,521***
	(0,0593)	(0,0603)
Nov	0,245***	0,245***
	(0,0586)	(0,0639)
Dez	-0,127**	-0,127**
	(0,0525)	(0,0552)
_cons	127,8***	127,8***
	(30,33)	(28,94)
Corr(u_i, Xb)	-	0
within	-	0,0545
between	-	0,7617
overall	-	0,4156
Sigma_u	-	1,2225875
Sigma_e	-	2,4893728
rho	-	0,19432905
N	42535	42535
chi2	13087,65	9058,90
p	0,0000	0,0000
N_clust	709	709

PA = Pooled, RE= efeitos aleatórios; os erros padrão estão em parêntesis; + p<0.10, * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001. l_vidar_0_4 – logaritmo do valor gasto com internações de crianças de 0 a 4 anos com doenças do aparelho respiratório, l_aod- logaritmo da profundidade óptica de aerossóis, l_pop – logaritmo das estimativas populacionais, l_pib_mil – logaritmo do produto interno bruto por mil habitantes, l_temperatura – logaritmo da temperatura por município, l_precipitação – logaritmo de precipitação por município, l_umidade – logaritmo da umidade relativa do ar por município, l_a_urb – logaritmo da área urbana do município, l_area_km2 – logaritmo da área por km² por município, 2008 a 2016 – Dummies de anos e RO – Rondônia AC – Acre, AM - Amazonas, RR- Roraima, PA - Pará, AP - Amapá, TO – Tocantins, MA – Maranhão e MT – Mato Grosso são as dummies para os estados que compõem a Amazônia Legal.

Tabela B.8 – Estimações do modelo em painel $Y = Vdar_{65}$

	l_vdar_65	
	PA	RE
l_aod	0,142*** (0,0324)	0,142*** (0,0385)
l_pop	1,833*** (0,127)	1,837*** (0,143)
l_pib_mil	0,143 (0,0886)	0,144 (0,0895)
l_temperatura	-18,19*** (4,560)	-18,26*** (4,592)
l_precipitação	0,110 (0,0705)	0,110* (0,0656)
l_Umidade	-0,306** (0,126)	-0,309*** (0,102)
l_a_urb	0,108 (0,0740)	0,106 (0,0728)
l_areakm2	-0,0672 (0,0470)	-0,0680 (0,0495)
2008	-	-
2010	0,383*** (0,0609)	0,383*** (0,0594)
2012	0,172** (0,0689)	0,172*** (0,0560)
2014	0,0742 (0,0735)	0,0745 (0,0553)
2016	-0,318*** (0,0795)	-0,318*** (0,0561)
RO	-	-
AC	-0,744* (0,414)	-0,744** (0,301)
AM	-2,295*** (0,247)	-2,294*** (0,255)
RR	-0,989*** (0,340)	-0,988*** (0,345)
PA	-0,669*** (0,243)	-0,670*** (0,221)
AP	-2,459*** (0,356)	-2,459*** (0,407)
TO	-0,123 (0,231)	-0,122 (0,231)

MA	-0,895***	-0,896***
	(0,216)	(0,260)
MT	0,0218	0,0216
	(0,182)	(0,221)
Jan	-	-
	-	-
Fev	-0,129*	-0,129***
	(0,0666)	(0,0490)
Mar	0,217***	0,217***
	(0,0649)	(0,0529)
Abr	0,298***	0,298***
	(0,0637)	(0,0672)
Mai	0,294***	0,294***
	(0,0585)	(0,0649)
Jun	0,245***	0,244***
	(0,0846)	(0,0667)
Jul	0,229***	0,227***
	(0,0782)	(0,0663)
Ago	0,0962	0,0951
	(0,0850)	(0,0750)
Set	-0,00901	-0,00945
	(0,0853)	(0,0775)
Out	-0,0265	-0,0266
	(0,0749)	(0,0707)
Nov	-0,375***	-0,375***
	(0,0665)	(0,0643)
Dez	-0,496***	-0,496***
	(0,0651)	(0,0725)
_cons	92,02***	92,40***
	(26,19)	(26,30)
Corr(u _i , Xb)	-	0
within	-	0,0142
between	-	0,7484
overall	-	0,3737
Sigma _u	-	2,2138971
Sigma _e	-	2,6142307
rho	-	0,17737011
N	42535	42535
chi2	6505,76	8209,20
p	0,0000	0,0000
N_clust	709	709

PA = Pooled, RE= efeitos aleatórios; os erros padrão estão em parêntesis; + p<0.10, * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001. L_vidar_0_4 – logaritmo do valor gasto com internações de idosos de 65 anos ou mais com doenças do aparelho respiratório, L_aod- logaritmo da profundidade óptica de aerossóis, L_pop – logaritmo das estimativas populacionais, L_pib_mil – logaritmo do produto interno bruto por mil habitantes, L_temperatura – logaritmo da temperatura por município, L_precipitação – logaritmo de precipitação por município, L_umidade – logaritmo da umidade relativa do ar por município, L_a_urb – logaritmo da área urbana do município, L_area_km2 – logaritmo da área por km² por município, 2008 a 2016 – Dummies de anos e RO – Rondônia AC – Acre, AM - Amazonas, RR- Roraima, PA - Pará, AP - Amapá, TO – Tocantins, MA – Maranhão e MT – Mato Grosso são as dummies para os estados que compõem a Amazônia Legal.

Tabela B.9 – Estimações do modelo em painel $Y = Vdar_influenza$

	l_vdar_influenza	
	PA	RE
l_aod	0,0499529** (0,021712)	0,0500** (0,0211)
l_pop	0,3498098*** (0,1321732)	0,351*** (0,130)
l_pib_mil	-,0541024 (0,1004609)	-0,0537 (0,0973)
l_temperatura	-8,286372** (3,332225)	-8,297** (3,682)
l_precipitação	-0,0089397 (0,0535975)	-0,00904 (0,0552)
l_Umidade	-,0159148 (0,0683869)	-0,0162 (0,0703)
l_a_urb	0,1989284* (0,1011689)	0,198* (0,115)
l_areakm2	-0,0485619 (0,0485615)	-0,0488 (0,0404)
2008	- -	- -
2010	0,2704594*** (0,0523017)	0,270*** (0,0453)
2012	0,2369746*** (0,0701387)	0,237*** (0,0657)
2014	0,1857104** (0,0659033)	0,186*** (0,0608)
2016	0,1069952+ (0565598)	0,107* (0,0649)
RO	- -	- -
AC	0,7487825 (0,5144633)	0,749* (0,386)
AM	-0,4641689 (0,3892123)	-0,464* (0,249)
RR	-0,5802194+ (0,3339837)	-0,580** (0,233)
PA	-0,1504283 (0,3202353)	-0,151 (0,227)
AP	-0,2921696 (0,3021246)	-0,292 (0,244)
TO	-0,0286812 (0,2939599)	-0,0283 (0,229)
MA	0,1253192 (0,3470103)	0,125 (0,286)

MT	0,0482523	0,0483
	(0,28407)	(0,255)
Jan	-	-
	-	-
Fev	0,0394933	0,0395
	(0,0343145)	(0,0252)
Mar	0,1905363	0,191***
	(0,0401391)	(0,0379)
Abr	0,2257087	0,226***
	(0,0424188)	(0,0351)
Mai	0,2688812	0,269***
	(0,0440705)	(0,0363)
Jun	0,188923	0,189***
	(0,0476757)	(0,0394)
Jul	0,105944**	0,106**
	(0,0443277)	(0,0449)
Ago	0,0513563	0,0513
	(0,0430303)	(0,0447)
Set	0,0299046	0,0299
	(0,0474442)	(0,0437)
Out	0,0161839	0,0162
	(0,0365072)	(0,0330)
Nov	0,0161839	-0,0129
	(0,0365072)	(0,0342)
Dez	-0,0129254	-0,0652*
	(0,0355392)	(0,0335)
_cons	45,09519**	45,15**
	(19,09719)	(21,11)
Corr(u_i, Xb)	-	0
within	-	0,0074
between	-	0,1724
overall	-	0,0671
Sigma_u	-	1,1898656
Sigma_e	-	1,7836847
rho	-	0,30795829
N	42535	42535
chi2	684,91	456,89
p	0,0000	0,0000
N_clust	709	709

PA = Pooled, RE= efeitos aleatórios; os erros padrão estão em parêntesis; + p<0.10, * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001. L_vidar_0_4 – logaritmo do valor gasto com internações de pessoas com influenza, L_aod- logaritmo da profundidade óptica de aerossóis, L_pop – logaritmo das estimativas populacionais, L_pib_mil – logaritmo do produto interno bruto por mil habitantes, L_temperatura – logaritmo da temperatura por município, L_precipitação – logaritmo de precipitação por município, L_umidade – logaritmo da umidade relativa do ar por município, L_a_urb – logaritmo da área urbana do município, L_area_km2 – logaritmo da área por km² por município, 2008 a 2016 – Dummies de anos e RO – Rondônia AC – Acre, AM - Amazonas, RR- Roraima, PA - Pará, AP - Amapá, TO – Tocantins, MA – Maranhão e MT – Mato Grosso são as dummies para os estados que compõem a Amazônia Legal.

Tabela B.10 – Estimações do modelo em painel $Y = Vdar_pneumonia$

	L_vdar_pneumonia	
	PA	RE
l_aod	0,0797** (0,0366)	0,0797*** (0,0290)
l_pop	1,744*** (0,175)	1,745*** (0,205)
l_pib_mil	0,0727 (0,118)	0,0729 (0,120)
l_temperatura	-21,15*** (4,466)	-21,15*** (5,233)
l_precipitação	-0,129** (0,0507)	-0,129** (0,0629)
l_Umidade	0,129 (0,108)	0,129 (0,128)
l_a_urb	0,109 (0,0748)	0,108 (0,0805)
l_areakm2	0,141*** (0,0472)	0,140*** (0,0483)
2008	- -	- -
2010	0,129* (0,0662)	0,129* (0,0687)
2012	-0,316*** (0,0877)	-0,316*** (0,0905)
2014	-0,388*** (0,0787)	-0,388*** (0,0944)
2016	-1,056*** (0,0918)	-1,056*** (0,102)
RO	- -	- -
AC	-0,461* (0,280)	-0,461* (0,274)
AM	-1,718*** (0,279)	-1,718*** (0,236)
RR	0,824* (0,447)	0,824** (0,399)
PA	-0,277 (0,245)	-0,277 (0,216)
AP	-1,191*** (0,309)	-1,192*** (0,270)
TO	0,328* (0,195)	0,328* (0,181)
MA	-0,418* (0,227)	-0,418** (0,192)

MT	-0,146	-0,146
	(0,192)	(0,177)
Jan	-	-
	-	-
Fev	-0,00644	-0,00644
	(0,0537)	(0,0599)
Mar	0,580***	0,580***
	(0,0601)	(0,0643)
Abr	0,699***	0,699***
	(0,0624)	(0,0667)
Mai	0,840***	0,840***
	(0,0683)	(0,0727)
Jun	0,757***	0,757***
	(0,0704)	(0,0727)
Jul	0,531***	0,531***
	(0,0762)	(0,0799)
Ago	0,440***	0,440***
	(0,0715)	(0,0718)
Set	0,448***	0,448***
	(0,0744)	(0,0649)
Out	0,296***	0,296***
	(0,0577)	(0,0619)
Nov	-0,0371	-0,0371
	(0,0523)	(0,0678)
Dez	-0,299***	-0,299***
	(0,0619)	(0,0734)
_cons	106,5***	106,5***
		(30,22)
Corr(u_i, Xb)	-	0
within	-	0,0374
between	-	007163
overall	-	0,3764
Sigma_u	-	1,2861841
Sigma_e	-	2,4687592
rho	-	0,21348053
N	42535	42535
chi2	4857,60	6905,09
p	0,0000	0,0000
N_clust	709	709

PA = Pooled, RE= efeitos aleatórios; os erros padrão estão em parêntesis; + p<0.10, * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001. L_vidar_0_4 – logaritmo do valor gasto com internações de pessoas com pneumonia, L_aod- logaritmo da profundidade óptica de aerossóis, L_pop – logaritmo das estimativas populacionais, L_pib_mil – logaritmo do produto interno bruto por mil habitantes, L_temperatura – logaritmo da temperatura por município, L_precipitação – logaritmo de precipitação por município, L_umidade – logaritmo da umidade relativa do ar por município, L_a_urb – logaritmo da área urbana do município, L_area_km2 – logaritmo da área por km² por município, 2008 a 2016 – Dummies de anos e RO – Rondônia AC – Acre, AM - Amazonas, RR- Roraima, PA - Pará, AP - Amapá, TO – Tocantins, MA – Maranhão e MT – Mato Grosso são as dummies para os estados que compõem a Amazônia Legal.

APÊNDICE C – TESTES ESTATÍSTICOS E ESTIMAÇÕES DA ANÁLISE DE SÉRIES TEMPORAIS

Tabela C.1 - Testes de Raiz unitária - Séries em nível (Máx 12 lgs) –constante e tendência

AOD							
Teste DF		Teste ADF		Teste PP		Teste KPSS	
Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística
-3,572800	-6,370270	-4,046925	-6,353154	-4,046072	-3,853312	0,216000	0,028316
-3,024000		-3,452764	Prob	-3,452358	Prob	0,146000	
-2,734000		-3,151911	0,0000	-3,151673	0,0174	0,119000	
Focos							
Teste DF		Teste ADF		Teste PP		Teste KPSS	
Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística
-3,572800	-6,154329	-4,046925	-6,311197	-4,046072	-3,382686	0,216000	0,034536
-3,024000		-3,452764	Prob	-3,452358	Prob	0,146000	
-2,734000		-3,151911	0,0000	-3,151673	0,0592	0,119000	
Temperatura							
Teste DF		Teste ADF		Teste PP		Teste KPSS	
Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística
-3,602800	-6,009355	-4,058619	-5,988390	-4,057528	-4,002737	0,216000	0,064066
-3,049200		-3,458326	Prob	-3,457808	Prob	0,146000	
-2,758000		-3,155161	0,0000	-3,154859	0,0117	0,119000	
Nidar							
Teste DF		Teste ADF		Teste PP		Teste KPSS	
Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística
-3,599000	-1,348441	-4,057528	-3,137851	-4,046072	-3,255062	0,216000	0,024935
-3,046000		-3,457808	Prob	-3,452358	Prob	0,146000	
-2,755000		-3,154859	0,1037	-3,151673	0,0796	0,119000	
Nidar_0_4							
Teste DF		Teste ADF		Teste PP		Teste KPSS	
Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística
-3,599000	-1,557846	-4,057528	-2,965683	-4,046072	-3,161045	0,216000	0,031536
-3,046000		-3,457808	Prob	-3,452358	Prob	0,146000	
-2,755000		-3,154859	0,1474	-3,151673	0,0980	0,119000	
Nidar_65							
Teste DF		Teste ADF		Teste PP		Teste KPSS	
Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística
-3,571600	-5,089731	-4,057528	-5,148012	-4,046072	-4,704339	0,216000	0,037270
-3,023000		-3,457808	Prob	-3,452358	Prob	0,146000	
-2,733000		-3,154859	0,0002	-3,151673	0,0012	0,119000	
Vdar							
Teste DF		Teste ADF		Teste PP		Teste KPSS	
Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística	Valores críticos	Estatística
-3,640800	-1,173579	-4,071006	-1,100396	-4,046072	-4,549035	0,216000	0,036939
-3,081200		-3,464198	Prob	-3,452358	Prob	0,146000	
-2,788000		-3,158586	0,9225	-3,151673	0,0022	0,119000	

Tabela C.2 – Ordem de seleção de lags por Critérios dos modelos VAR estimação com número total da população internada por doenças do aparelho respiratório

Variáveis endógenas: temp focos aod nidar

Variáveis exógenas: constante

Lag	LogL	LR	FPE	AIC	SC	HQ
0	-2161,247	NA	3,17e+17	51,64873	51,88023	51,74179
1	-2034,199	235,9455	2,25e+16	49,00474	49,69926*	49,28393
2	-2005,394	50,75233	1,67e+16	48,69985	49,85738	49,16517*
3	-1997,855	12,56483	2,06e+16	48,90130	50,52185	49,55275
4	-1973,112	38,88102	1,69e+16	48,69315	50,77671	49,53072
5	-1949,899	34,26741	1,46e+16	48,52140	51,06797	49,54510
6	-1924,557	34,99548	1,21e+16	48,29898	51,30857	49,50881
7	-1901,681	29,41257*	1,08e+16*	48,13526	51,60785	49,53121
8	-1883,380	21,78683	1,09e+16	48,08047	52,01608	49,66256
9	-1866,805	18,15376	1,17e+16	48,06678	52,46540	49,83499
10	-1857,672	9,132255	1,54e+16	48,23030	53,09193	50,18463
11	-1831,259	23,89768	1,39e+16	47,98236	53,30701	50,12283
12	-1808,295	18,59003	1,42e+16	47,81655*	53,60421	50,14314

* Indica ordem e seleção de lags por critério

LR: Estatística de teste LR sequencialmente modificado (nível 5%)

FPE: Erro Final de Previsão

AIC: Critério de Informação Akaike

SC: Critério de Informação Schwarz

HQ: Critério de Informação Hannan-Quinn

Tabela C.3 – Ordem de seleção de lags por Critérios dos modelos VAR estimação com número de crianças de 0 a 4 anos internada por doenças do aparelho respiratório

Variáveis endógenas: temp focos aod nidar_0_4

Variáveis exógenas: constante, tendência e Dummies mensais

Lag	LogL	LR	FPE	AIC	SC	HQ
0	-2118,796	NA	1,15e+17	50,63801	50,86951	50,73107
1	-1992,025	235,4316	8,26e+15	48,00061	48,69513	48,27980
2	-1956,310	62,92774	5,18e+15	47,53118	48,68872*	47,99650*
3	-1951,550	7,932408	6,83e+15	47,79882	49,41936	48,45026
4	-1930,126	33,66715	6,09e+15	47,66966	49,75322	48,50723
5	-1912,194	26,47049	5,95e+15	47,62367	50,17024	48,64737
6	-1883,049	40,24782	4,50e+15	47,31069	50,32028	48,52052
7	-1859,975	29,66640	3,99e+15*	47,14227	50,61486	48,53822
8	-1843,163	20,01407	4,18e+15	47,12294	51,05855	48,70502
9	-1824,596	20,33613	4,28e+15	47,06180	51,46042	48,83001
10	-1816,431	8,164926	5,77e+15	47,24835	52,10999	49,20269
11	-1787,283	26,37188*	4,87e+15	46,93531*	52,25995	49,07577
12	-1773,071	11,50477	6,12e+15	46,97788	52,76554	49,30447

* Indica ordem e seleção de lags por critério

LR: Estatística de teste LR sequencialmente modificado (nível 5%)

FPE: Erro Final de Previsão

AIC: Critério de Informação Akaike

SC: Critério de Informação Schwarz

HQ: Critério de Informação Hannan-Quinn

Tabela C.4 - Ordem de seleção de lags por Critérios dos modelos VAR estimação com número de pessoas com 65 anos ou mais internadas por doenças do aparelho respiratório

Variáveis endógenas: temp focos aod nidar_65

Variáveis exógenas: constante, tendência e Dummies mensais

Lag	LogL	LR	FPE	AIC	SC	HQ
0	-1978,545	NA	4,09e+15	47,29869	47,53019	47,39175
1	-1882,717	177,9662	6,12e+14	45,39802	46,09254*	45,67721*
2	-1861,808	36,83883	5,46e+14	45,28115	46,43868	45,74647
3	-1852,502	15,50994	6,46e+14	45,44053	47,06108	46,09198
4	-1827,653	39,04982	5,31e+14	45,22982	47,31338	46,06739
5	-1817,816	14,52011	6,29e+14	45,37658	47,92315	46,40028
6	-1802,269	21,47074	6,58e+14	45,38735	48,39693	46,59717
7	-1788,700	17,44480	7,31e+14	45,44525	48,91784	46,84120
8	-1763,973	29,43780	6,34e+14	45,23744	49,17305	46,81952
9	-1745,601	20,12152	6,53e+14	45,18097	49,57959	46,94918
10	-1736,947	8,653705	8,69e+14	45,35588	50,21752	47,31022
11	-1707,070	27,03188	7,22e+14	45,02547	50,35012	47,16593
12	-1669,311	30,56664*	5,17e+14*	44,50740*	50,29506	46,83399

* Indica ordem e seleção de lags por critério

LR: Estatística de teste LR sequencialmente modificado (nível 5%)

FPE: Erro Final de Previsão

AIC: Critério de Informação Akaike

SC: Critério de Informação Schwarz

HQ: Critério de Informação Hannan-Quinn

Tabela C.5 – Ordem de seleção de lags por Critérios dos modelos VAR estimação com valor do custo total com internações por doenças do aparelho respiratório

Variáveis endógenas: temp focos aod Vdar

Variáveis exógenas: constante, tendência e Dummies mensais

Lag	LogL	LR	FPE	AIC	SC	HQ
0	-2739,929	NA	3,05e+23	65,42688	65,65839	65,51995
1	-2599,127	261,4902	1,57e+22	62,45540	63,14992*	62,73459*
2	-2577,420	38,24509	1,37e+22	62,31952	63,47706	62,78484
3	-2569,909	12,51760	1,69e+22	62,52165	64,14220	63,17310
4	-2542,469	43,12012	1,31e+22	62,24927	64,33283	63,08684
5	-2517,950	36,19539	1,09e+22	62,04643	64,59300	63,07013
6	-2488,425	40,77321	8,19e+21	61,72439	64,73398	62,93422
7	-2464,069	31,31412	7,04e+21	61,52545	64,99805	62,92141
8	-2443,714	24,23184	6,77e+21*	61,42177	65,35738	63,00385
9	-2426,025	19,37426	7,09e+21	61,38154	65,78016	63,14975
10	-2414,094	11,93041	8,73e+21	61,47844	66,34007	63,43277
11	-2383,883	27,33425*	7,19e+21	61,14007	66,46471	63,28053
12	-2363,566	16,44723	7,81e+21	61,03728*	66,82494	63,36387

* Indica ordem e seleção de lags por critério

LR: Estatística de teste LR sequencialmente modificado (nível 5%)

FPE: Erro Final de Previsão

AIC: Critério de Informação Akaike

SC: Critério de Informação Schwarz

HQ: Critério de Informação Hannan-Quinn

Tabela C.6 – Teste de Causalidade de Granger grupo: temperatura, focos, aod e nidar

Teste de Causalidade de Granger			
Lags: 12			
Hipótese Nula	Obs	F-Statistic	Prob.
FOCOS não causa Granger em TEMP	84	3.54778	0.0005
TEMP não causa Granger em FOCOS		2.52552	0.0094
AOD não causa Granger em TEMP	84	1.33734	0.2228
TEMP não causa Granger em AOD		3.24146	0.0013
NIDAR não causa Granger em Cause TEMP	84	4.31102	7.E-05
TEMP não causa Granger em NIDAR		3.26531	0.0012
AOD não causa Granger em FOCOS	96	1.79582	0.0653
FOCOS não causa Granger em AOD		3.29113	0.0008
NIDAR não causa Granger em FOCOS	96	2.93844	0.0023
FOCOS não causa Granger em NIDAR		4.35404	4.E-05
NIDAR não causa Granger em AOD	96	3.48124	0.0005
AOD não causa Granger em NIDAR		2.63752	0.0057

Temp – Temperatura , Focos – focos de queimadas, aod – profundidade óptica de aerossóis e Nidar – número de pessoas internadas por doenças do aparelho respiratório.

Tabela C.7 – Teste de Causalidade de Granger grupo: temperatura, focos, aod e nidar_0_4

Teste de Causalidade de Granger			
Lags: 12			
Hipótese Nula	Obs	F-Statistic	Prob.
FOCOS não causa Granger em TEMP	84	3.54778	0.0005
TEMP não causa Granger em FOCOS		2.52552	0.0094
AOD não causa Granger em TEMP	84	1.33734	0.2228
TEMP não causa Granger em AOD		3.24146	0.0013
NIDAR_0_4 não causa Granger em TEMP	84	3.85629	0.0002
TEMP não causa Granger em NIDAR_0_4		2.43887	0.0119
AOD não causa Granger em FOCOS	96	1.79582	0.0653
FOCOS não causa Granger em AOD		3.29113	0.0008
NIDAR_0_4 não causa Granger em FOCOS	96	2.34464	0.0135
FOCOS não causa Granger em NIDAR_0_4		6.06247	4.E-07
NIDAR_0_4 does not Granger Cause AOD	96	2.49816	0.0086
AOD não causa Granger em NIDAR_0_4		4.16801	6.E-05

Temp – Temperatura , Focos – focos de queimadas, aod – profundidade óptica de aerossóis e Nidar_0_4 – número de crianças de 0 a 4 anos internadas por doenças do aparelho respiratório.

Tabela C.8 – Teste de Causalidade de Granger grupo: temperatura, focos, aod e nidar_65

Teste de Causalidade de Granger			
Lags: 12			
Hipótese nula	Obs	F-Statistic	Prob.
FOCOS não causa Granger em TEMP	84	3.54778	0.0005
TEMP não causa Granger em FOCOS		2.52552	0.0094
AOD não causa Granger em TEMP	84	1.33734	0.2228
TEMP não causa Granger em AOD		3.24146	0.0013
NIDAR_65 não causa Granger em TEMP	84	1.31223	0.2363
TEMP não causa Granger em NIDAR_65		2.05755	0.0344
AOD não causa Granger em FOCOS	96	1.79582	0.0653
FOCOS não causa Granger em AOD		3.29113	0.0008
NIDAR_65 não causa Granger em FOCOS	96	1.36644	0.2026
FOCOS não causa Granger em NIDAR_65		1.86705	0.0535
NIDAR_65 não causa Granger em AOD	96	2.22244	0.0193
AOD does not Granger Cause NIDAR_65		2.00937	0.0357

Temp – Temperatura , Focos – focos de queimadas, aod – profundidade óptica de aerossóis e Nidar_65 – número de idosos de 6 anos ou mais internados por doenças do aparelho respiratório.

Tabela C.9 – Teste de Causalidade de Granger grupo: temperatura, focos, aod e vdar

Teste de Causalidade de Granger			
Lags: 12			
Hipótese nula	Obs	F-Statistic	Prob.
FOCOS não causa Granger em TEMP	84	3.54778	0.0005
TEMP não causa Granger em FOCOS		2.52552	0.0094
AOD não causa Granger em TEMP	84	1.33734	0.2228
TEMP não causa Granger em AOD		3.24146	0.0013
VDAR não causa Granger em TEMP	84	4.28205	8.E-05
TEMP não causa Granger em VDAR		3.11151	0.0018
AOD não causa Granger em FOCOS	96	1.79582	0.0653
FOCOS não causa Granger em AOD		3.29113	0.0008
VDAR não causa Granger em FOCOS	84	2.99471	0.0025
FOCOS não causa Granger em VDAR		6.15851	7.E-07
VDAR não causa Granger em AOD	84	3.52464	0.0006
AOD não causa Granger em VDAR		3.47738	0.0007

Temp – Temperatura , Focos – focos de queimadas, aod – profundidade óptica de aerossóis e vdar – valor gasto com internações por doenças do aparelho respiratório.

Tabela C.10 – Modelo VAR estrutural para ordem da estimação: Temperatura Focos aod Nidar

VAR estrutural				
Amostra ajustada: 2009M03 2016M12 – 94 observações após ajustamento				
Convergência alcançada após 68 iterações				
Modelo: $Ae = Bu$ where $E[uu'] = I$				
A =				
	1	0	0	0
	C(1)	1	0	0
	C(2)	C(4)	1	0
	C(3)	C(5)	C(6)	1
B =				
	C(7)	0	0	0
	0	C(8)	0	0
	0	0	C(9)	0
	0	0	0	C(10)
	Coeficiente	Erro Padrão	Estatística-z	Probabilidade
C(1)	-6654.086	0.109023	-61034.04	0.0000
C(2)	-493.2900	0.857160	-575.4935	0.0000
C(3)	-32.99620	0.013422	-2458.366	0.0000
C(4)	0.031572	5.98E-05	527.7069	0.0000
C(5)	0.044080	5.54E-06	7960.615	0.0000
C(6)	-0.737267	0.003671	-200.8617	0.0000
C(7)	0.238967	-	-	-
C(8)	0.162315	3.17E-07	511261.6	0.0000
C(9)	0.130464	7.93E-05	1645.033	0.0000
C(10)	0.166532	2.76E-06	60402.85	0.0000
Log probabilidade	7.32E+10			
Matriz A estimada				
	1.000000	0.000000	0.000000	0.000000
	-6654.086	1.000000	0.000000	0.000000
	-493.2900	0.031572	1.000000	0.000000
	-32.99620	0.044080	-0.737267	1.000000
Matriz B estimada				
	0.238967	0.000000	0.000000	0.000000
	0.000000	0.162315	0.000000	0.000000
	0.000000	0.000000	0.130464	0.000000
	0.000000	0.000000	0.000000	0.166532
Matriz S estimada				
	0.238967	0.000000	0.000000	0.000000
	1590.104	0.162315	0.000000	0.000000
	67.67780	-0.005125	0.130464	0.000000
	-12.30944	-0.010933	0.096187	0.166532
Matriz F estimada				
	0.347048	2.80E-05	-0.000633	-2.03E-05
	-7383.427	0.963597	-17.59934	0.351772
	66.78630	-0.002132	0.081703	-0.001925
	-26.15619	-0.190505	4.238301	0.424212

Tabela C.11 – Modelo VAR estrutural para ordem da estimação: Temperatura Focos aod Nidar_0_4

VAR estrutural				
Convergência alcançada após 500 interações				
Amostra ajustada: 2009M03 2016M12 – 93 observações após ajustamento				
Modelo: $Ae = Bu$ where $E[uu']=I$				
A =				
	1	0	0	0
	C(1)	1	0	0
	C(2)	C(4)	1	0
	C(3)	C(5)	C(6)	1
B =				
	C(7)	0	0	0
	0	C(8)	0	0
	0	0	C(9)	0
	0	0	0	C(10)
	Coefficiente	Erro Padrão	Estatística-z	Probabilidade
C(1)	-9607.769	3.940653	-2438.116	0.0000
C(2)	-20.87206	2.560136	-8.152714	0.0000
C(3)	146.8229	-	-	-
C(4)	-0.001429	-	-	-
C(5)	0.016082	-	-	-
C(6)	-3.447757	-	-	-
C(7)	0.394409	0.544009	0.725004	0.4684
C(8)	0.619706	8.247484	0.075139	0.9401
C(9)	0.087009	-	-	-
C(10)	0.600565	-	-	-
Log probabilidade	4.57E+09			
Matriz A estimada				
	1.000000	0.000000	0.000000	0.000000
	-9607.769	1.000000	0.000000	0.000000
	-20.87206	-0.001429	1.000000	0.000000
	146.8229	0.016082	-3.447757	1.000000
Matriz B estimada				
	0.394409	0.000000	0.000000	0.000000
	0.000000	0.619706	0.000000	0.000000
	0.000000	0.000000	0.087009	0.000000
	0.000000	0.000000	0.000000	0.600565
Matriz S estimada				
	0.394409	0.000000	0.000000	0.000000
	3789.390	0.619706	0.000000	0.000000
	13.64855	0.000886	0.087009	0.000000
	-71.79068	-0.006912	0.299986	0.600565
Matriz F estimada				
	1.162327	-2.98E-06	-0.000201	-3.53E-05
	4053.177	0.829213	-9.782246	2.839989
	51.63607	0.003460	0.056784	-0.004255
	-1965.665	0.001105	1.156552	1.343276

Tabela C.12 – Modelo VAR estrutural para ordem da estimação: Temperatura Focos aod Nidar_65

VAR estrutural				
Convergência alcançada após 255 iterações				
Amostra ajustada: 2009M02 2016M12 – 94 observações após ajustamento				
Modelo: $Ae = Bu$ where $E[uu']=I$				
A =				
	1	0	0	0
	C(1)	1	0	0
	C(2)	C(4)	1	0
	C(3)	C(5)	C(6)	1
B =				
	C(7)	0	0	0
	0	C(8)	0	0
	0	0	C(9)	0
	0	0	0	C(10)
	Coefficiente	Erro Padrão	Estatística-z	Probabilidade
C(1)	-9851.169	1.137887	-8657.424	0.0000
C(2)	-68.94150	0.074911	-920.3136	0.0000
C(3)	689.7177	0.554809	1243.162	0.0000
C(4)	3.64E-05	4.50E-07	80.76253	0.0000
C(5)	-0.018229	3.20E-05	-569.2425	0.0000
C(6)	-3.108615	0.004426	-702.3050	0.0000
C(7)	0.390893	5.21E-05	7506.703	0.0000
C(8)	1.241584	1.80E-05	68936.21	0.0000
C(9)	0.181890	8.75E-05	2078.402	0.0000
C(10)	0.787062	0.000171	4616.064	0.0000
Log probabilidade	-1.12E+09			
Matriz A estimada				
	1.000000	0.000000	0.000000	0.000000
	-9851.169	1.000000	0.000000	0.000000
	-68.94150	3.64E-05	1.000000	0.000000
	689.7177	-0.018229	-3.108615	1.000000
Matriz B estimada				
	0.390893	0.000000	0.000000	0.000000
	0.000000	1.241584	0.000000	0.000000
	0.000000	0.000000	0.181890	0.000000
	0.000000	0.000000	0.000000	0.787062
Matriz S estimada				
	0.390893	0.000000	0.000000	0.000000
	3850.755	1.241584	0.000000	0.000000
	26.80868	-4.52E-05	0.181890	0.000000
	-116.0728	0.022492	0.565427	0.787062
Matriz F estimada				
	1.220646	7.84E-08	-0.000197	-0.000448
	-2494.509	2.517093	-38.14572	7.379851
	86.27258	0.005948	0.185506	-0.038787
	-462.9081	0.026939	1.121814	1.208180

Tabela C.13 – Modelo VAR estrutural para ordem da estimação: Temperatura Focos aod Vdar

VAR estrutural					
Convergência alcançada após 4 iterações					
Amostra ajustada: 2009M02 2016M12 – 94 observações após ajustamento					
Modelo: $Ae = Bu$ where $E[uu']=I$					
A =					
	1	0	0	0	
	C(1)	1	0	0	
	C(2)	C(4)	1	0	
	C(3)	C(5)	C(6)	1	
B =					
	C(7)	0	0	0	
	0	C(8)	0	0	
	0	0	C(9)	0	
	0	0	0	C(10)	
	Coefficiente	Erro Padrão	Estatística-z	Probabilidade	
	C(1)	2.416557	2.02E-08	1.20E+08	0.0000
	C(2)	-24.13071	2.41E-08	-1.00E+09	0.0000
	C(3)	-3.829261	3.00E-07	-12759416	0.0000
	C(4)	0.092121	1.14E-09	80958233	0.0000
	C(5)	0.955523	4.00E-08	23863352	0.0000
	C(6)	-94.28252	1.78E-07	-5.29E+08	0.0000
	C(7)	6.465089	2.02E-08	3.19E+08	0.0000
	C(8)	0.122781	4.24E-09	28953696	0.0000
	C(9)	1.271152	1.65E-07	7699585.	0.0000
	C(10)	0.106869	5.99E-11	1.78E+09	0.0000
	Log probabilidade	-1.32E+16			
Matriz A estimada					
	1.000000	0.000000	0.000000	0.000000	
	2.416557	1.000000	0.000000	0.000000	
	-24.13071	0.092121	1.000000	0.000000	
	-3.829261	0.955523	-94.28252	1.000000	
Matriz B estimada					
	6.465089	0.000000	0.000000	0.000000	
	0.000000	0.122781	0.000000	0.000000	
	0.000000	0.000000	1.271152	0.000000	
	0.000000	0.000000	0.000000	0.106869	
Matriz S estimada					
	6.465089	0.000000	0.000000	0.000000	
	-15.62326	0.122781	0.000000	0.000000	
	157.4464	-0.011311	1.271152	0.000000	
	14884.13	-1.183719	119.8474	0.106869	
Matriz F estimada					
	16.17424	7.08E-05	-0.007708	-1.93E-08	
	-39203.69	1.579012	-153.9071	0.000301	
	456.1044	-0.006039	0.766677	-1.65E-06	
	-40271191	-803.6735	89090.65	0.428743	

Tabela C.14 – Teste LM – de autocorrelação

Teste de correlação serial nos resíduos do VAR - Temp focos aod nidar						
Período: 2009M01 2017M12						
Observações incluídas: 94						
Lag	LRE* stat	df	Prob.	Rao F-stat	df	Prob.
1	14.59089	16	0.5548	0.912791	(16, 235.9)	0.5551
2	17.16692	16	0.3749	1.079718	(16, 235.9)	0.3753

Teste de correlação serial nos resíduos do VAR - Temp focos aod nidar_0_4						
Período: 2009M01 2017M12						
Observações incluídas: 93						
Lag	LRE* stat	df	Prob.	Rao F-stat	df	Prob.
1	25.73331	16	0.0579	1.650409	(16, 220.6)	0.5810
2	36.04574	16	0.0029	2.365981	(16, 220.6)	0.2900
3	45.27771	16	0.0001	3.034672	(16, 220.6)	0.1200

Teste de correlação serial nos resíduos do VAR - Temp focos aod nidar_65						
Período: 2009M01 2017M12						
Observações incluídas: 94						
Lag	LRE* stat	df	Prob.	Rao F-stat	df	Prob.
1	16.62225	16	0.4104	1.044276	(16, 235.9)	0.4108
2	23.21884	16	0.1080	1.478918	(16, 235.9)	0.1083

Teste de correlação serial nos resíduos do VAR - Temp focos aod Vdar						
Período: 2009M01 2017M12						
Observações incluídas: 94						
Lag	LRE* stat	df	Prob.	Rao F-stat	df	Prob.
1	12.51095	16	0.7081	0.779297	(16, 235.9)	0.7084
2	14.24631	16	0.5804	0.890597	(16, 235.9)	0.5807

Tabela C.15 – Teste de estabilidade o modelo VAR estrutural

Raízes do polinômio característico	
Variáveis endógenas: temp focos aod Nidar variáveis exógenas: constante seca	
Lag especificação: 12	
Raiz	Módulo
0,779340	0,779340
0,583929 - 0,507881i	0,773896
0,583929 + 0,507881i	0,773896
0,240066 - 0,368409i	0,439724
0,240066 + 0,368409i	0,439724
-0,043474 - 0,410290i	0,412587
-0,043474 + 0,410290i	0,412587
0,149192	0,149192

Nenhuma raiz está fora do círculo da unidade.

O VAR satisfaz a condição de estabilidade.

Fonte: Resultados da pesquisa.

Raízes do polinômio característico	
Variáveis endógenas: temp focos aod Nidar_0_4 variáveis exógenas: constante seca	
Lag especificação: 12	
Raiz	Módulo
0.653974 - 0.526991i	0.839882
0.653974 + 0.526991i	0.839882
0.779873	0.779873
0.386647 - 0.439078i	0.585051
0.386647 + 0.439078i	0.585051
-0.235476 - 0.456870i	0.513984
-0.235476 + 0.456870i	0.513984
0.182396 - 0.472165i	0.506170
0.182396 + 0.472165i	0.506170
-0.062399 - 0.200314i	0.209807
-0.062399 + 0.200314i	0.209807
0.014564	0.014564

Nenhuma raiz está fora do círculo da unidade.

O VAR satisfaz a condição de estabilidade.

Fonte: Resultados da pesquisa.

Raízes do polinômio característico	
Variáveis endógenas: temp focos aod Nidar_65 variáveis exógenas: constante seca	
Lag especificação: 12	
Raiz	Módulo
0.803768	0.803768
0.500859 - 0.405854i	0.644653
0.500859 + 0.405854i	0.644653
0.245963 - 0.444919i	0.508380
0.245963 + 0.444919i	0.508380
-0.079761 - 0.411193i	0.418858
-0.079761 + 0.411193i	0.418858
0.133750	0.133750

Nenhuma raiz está fora do círculo da unidade.

O VAR satisfaz a condição de estabilidade.

Fonte: Resultados da pesquisa.

Raízes do polinômio característico	
Variáveis endógenas: temp focos aod Vdar variáveis exógenas: constante seca	
Lag especificação:12	
Raiz	Módulo
0.788610	0.788610
0.570793 - 0.409330i	0.702393
0.570793 + 0.409330i	0.702393
-0.044278 - 0.411340i	0.413716
-0.044278 + 0.411340i	0.413716
0.341311 - 0.164047i	0.378688
0.341311 + 0.164047i	0.378688
0.019519	0.019519

Nenhuma raiz está fora do círculo da unidade.

O VAR satisfaz a condição de estabilidade.

Fonte: Resultados da pesquisa.

Figura C.1 – Função impulso resposta pra VAR estrutural estimado para ordem da estimação: temperatura focos aod Nidar

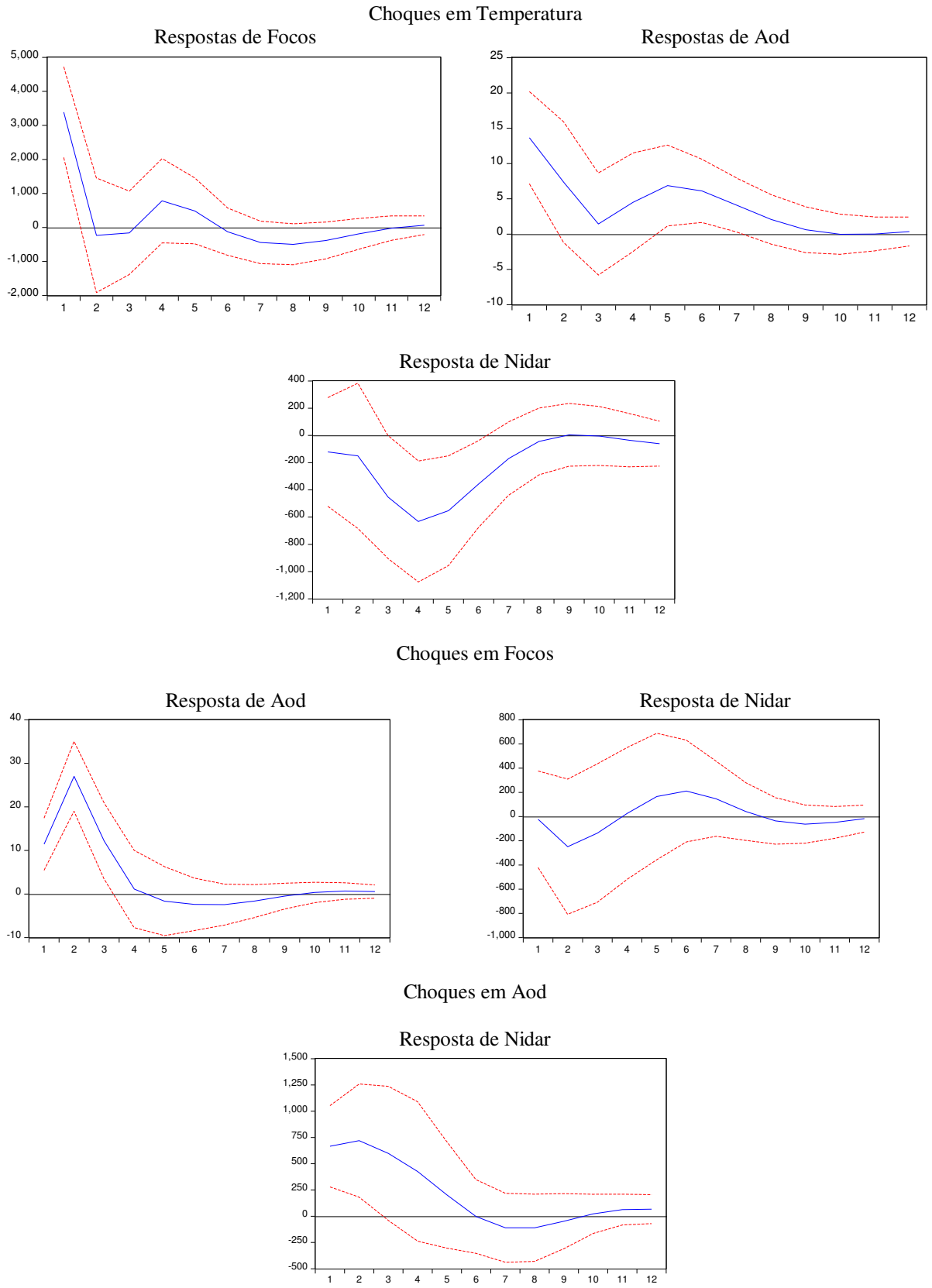


Figura C.2 – Função impulso resposta pra VAR estrutural estimado para ordem da estimação: temperatura focos aod nidar_0_4

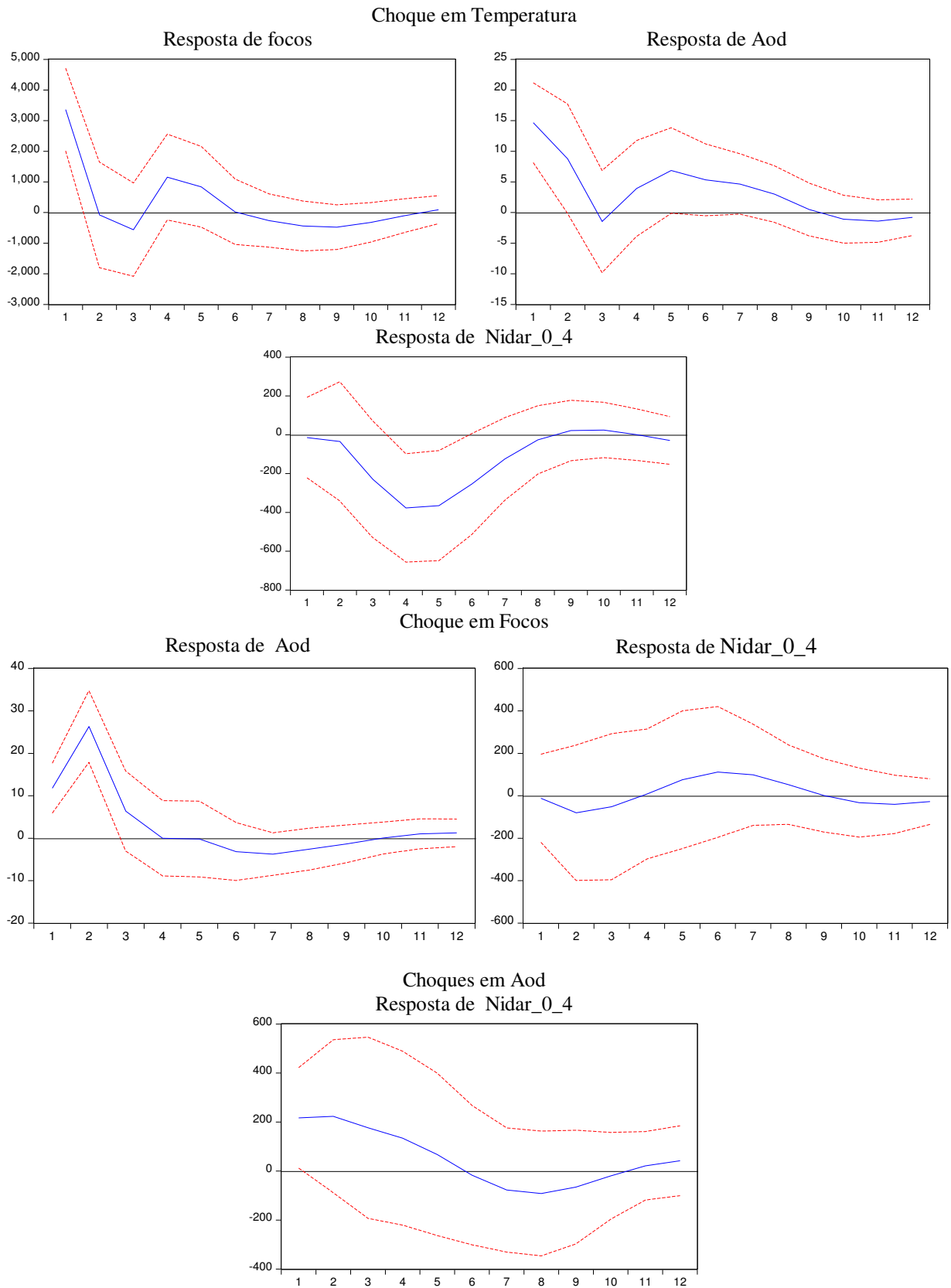


Figura C.3 - Função impulso resposta pra VAR estrutural estimado para ordem da estimação: temperatura focos aod nidar_65

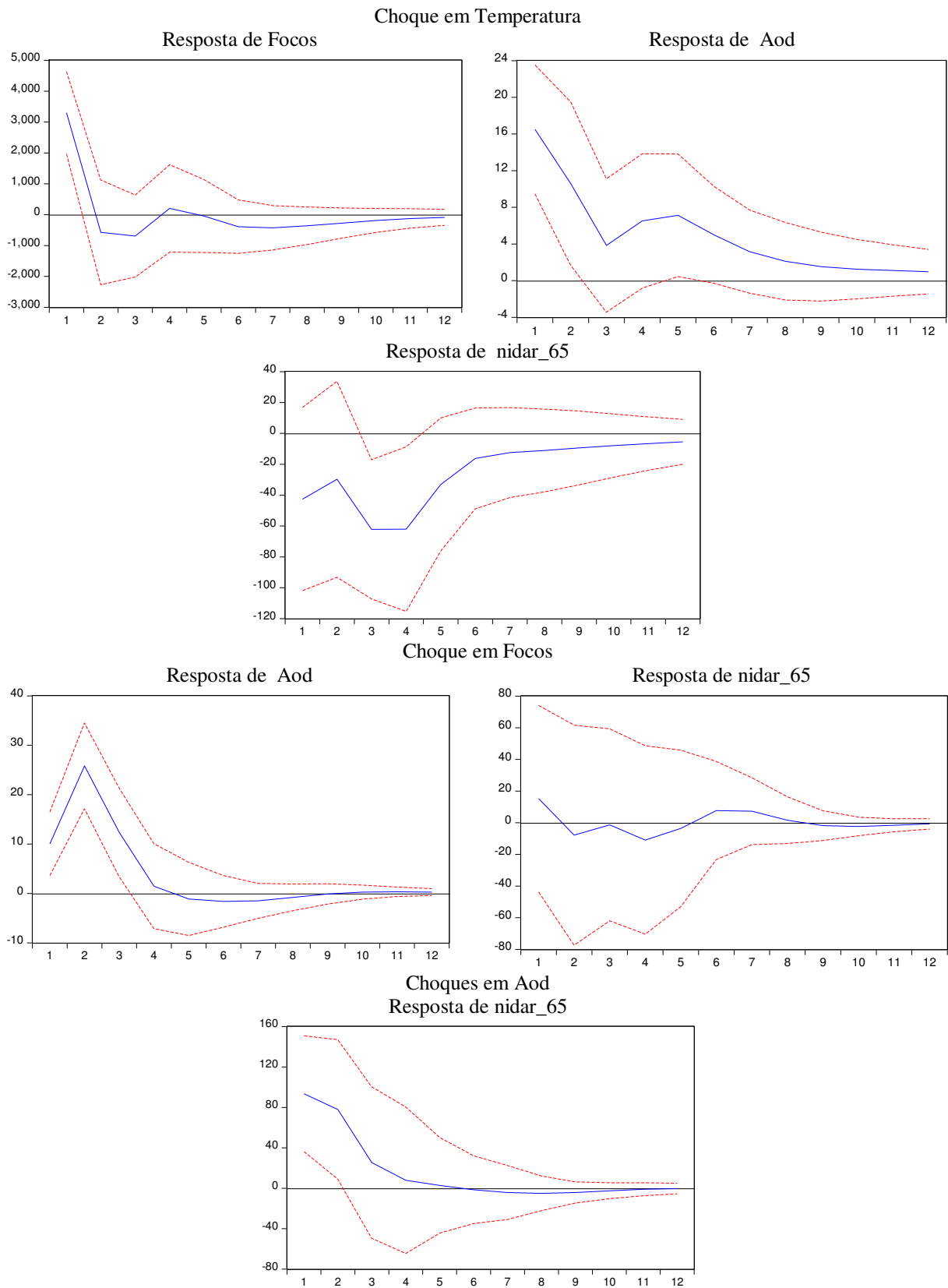
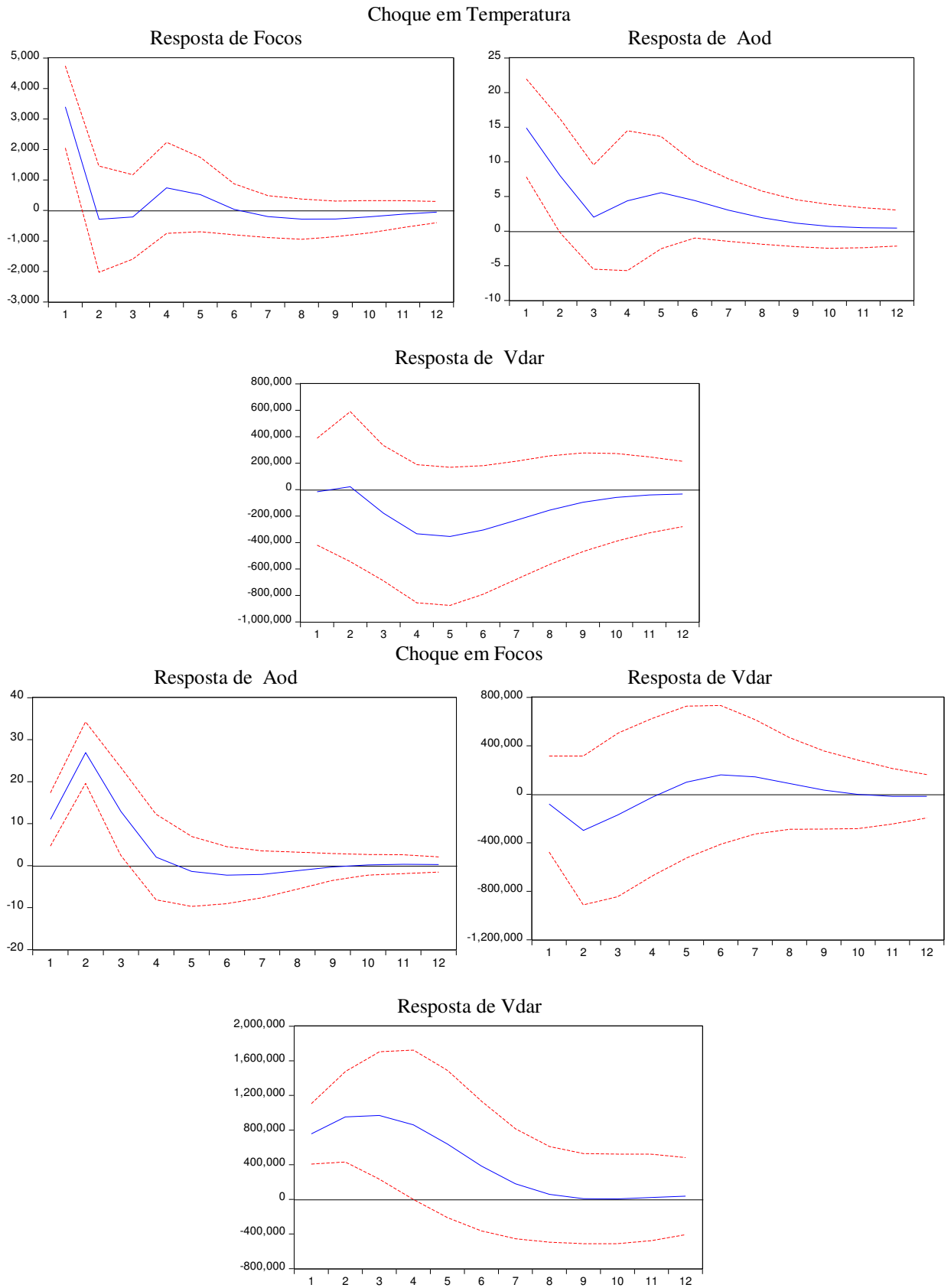


Figura C.4 – Função impulso resposta pra VAR estrutural estimado para ordem da estimação: temperatura focos aod vdar



Resposta de Aod

Resposta de Vdar

Tabela C.16 – Decomposição da Variância para estimação precipitação, temperatura, focos, aod e nidar

Decomposição da Variância de Precipitação						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	NIDAR
1	0,074230	100,0000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
2	0,079098	96,59450	3,289278	0,033783	0,070377	0,012066
3	0,081852	94,50855	4,147127	0,759929	0,288971	0,295427
4	0,083656	92,41941	5,095581	1,185111	0,464459	0,835441
5	0,084799	91,36007	5,357800	1,201398	0,650523	1,430211
6	0,085482	90,73437	5,452991	1,184185	0,791914	1,836541
7	0,085858	90,40963	5,526995	1,182134	0,863855	2,017389
8	0,086056	90,24661	5,610388	1,178707	0,892115	2,072183
9	0,086169	90,15127	5,683992	1,175636	0,902691	2,086412
10	0,086236	90,09071	5,735388	1,174057	0,907455	2,092389
11	0,086277	90,05295	5,765957	1,173064	0,910300	2,097730
12	0,086302	90,02940	5,782995	1,172367	0,912274	2,102965
Decomposição da Variância de Temperatura						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	NIDAR
1	0,295738	28,44162	71,55838	0,000000	0,000000	0,000000
2	0,355363	34,51031	60,70237	3,959523	0,076120	0,751669
3	0,383287	35,60541	57,56635	4,587230	0,275342	1,965662
4	0,401614	36,37690	56,43742	4,273693	0,354036	2,557951
5	0,413886	36,98511	55,78709	4,025230	0,418999	2,783570
6	0,421604	37,44529	55,23886	3,879340	0,494671	2,941846
7	0,426394	37,73850	54,81461	3,794073	0,561754	3,091067
8	0,429407	37,91976	54,51725	3,743215	0,609531	3,210244
9	0,431306	38,03434	54,32640	3,711914	0,640279	3,287067
10	0,432493	38,10720	54,21047	3,692333	0,659353	3,330649
11	0,433231	38,15259	54,14145	3,680074	0,671036	3,354855
12	0,433689	38,18042	54,09990	3,672424	0,678200	3,369053
Decomposição da Variância de Focos						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	NIDAR
1	5938,445	6,808443	5,680651	87,51091	0,000000	0,000000
2	7439,383	4,625328	3,644300	91,60820	0,120361	0,001815
3	7726,770	4,333532	6,229824	87,39342	1,017300	1,025924
4	8002,984	4,079481	10,00635	81,62815	1,728987	2,557034
5	8131,254	4,122896	11,74969	79,37800	1,839023	2,910391
6	8164,134	4,319418	12,19388	78,76919	1,824974	2,892530
7	8187,152	4,519564	12,25113	78,33755	1,831983	3,059767
8	8206,267	4,688468	12,24821	78,00122	1,846051	3,216045
9	8217,472	4,809613	12,26253	77,80230	1,854587	3,270973
10	8223,566	4,882905	12,29067	77,68912	1,857815	3,279498
11	8227,152	4,923414	12,31708	77,62139	1,858745	3,279373
12	8229,333	4,946424	12,33468	77,58042	1,859147	3,279328

Decomposição da Variância de Aod						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	NIDAR
1	29,09601	5,827815	9,970476	15,30934	68,89237	0,000000
2	37,04472	4,453500	6,312230	43,10593	45,77246	0,355881
3	38,86566	4,111370	8,365161	45,46582	41,69469	0,362959
4	40,10513	3,912366	12,54238	42,72200	39,73675	1,086505
5	40,94991	4,024940	15,03975	41,12880	38,31343	1,493087
6	41,24982	4,316844	15,87557	40,56520	37,76498	1,477401
7	41,40704	4,598424	16,07468	40,26137	37,48939	1,576140
8	41,53237	4,831479	16,10934	40,03973	37,28526	1,734194
9	41,61620	5,005019	16,13185	39,89287	37,15212	1,818137
10	41,66589	5,118118	16,16380	39,80158	37,07302	1,843486
11	41,69544	5,184947	16,19471	39,74543	37,02524	1,849676
12	41,71347	5,223844	16,21687	39,71110	36,99587	1,852324

Decomposição da Variância de Nidar						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	NIDAR
1	849,2940	0,000922	0,032418	0,329909	1,405964	98,23079
2	1138,567	8,710145	0,056435	0,548309	1,192238	89,49287
3	1251,015	15,36011	0,133825	1,425570	2,215822	80,86468
4	1285,856	18,00287	0,379017	1,779381	2,746009	77,09272
5	1297,469	18,73289	0,973969	1,751717	2,821530	75,71990
6	1304,693	18,90891	1,589737	1,793538	2,803224	74,90459
7	1308,851	19,00435	1,939671	1,834933	2,791164	74,42988
8	1311,189	19,09429	2,076620	1,836019	2,792001	74,20107
9	1312,812	19,16474	2,127174	1,831887	2,798619	74,07758
10	1313,896	19,21420	2,153390	1,831653	2,804225	73,99653
11	1314,534	19,24642	2,173509	1,831404	2,807038	73,94163
12	1314,901	19,26555	2,190099	1,830615	2,808032	73,90570

Tabela C.17 – Decomposição da Variância para estimação precipitação, temperatura, focos, aod e nidar_0_4

Decomposição da Variância de Precipitação						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	NIDAR_0_4
1	0,074307	100,0000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
2	0,079433	96,02180	3,800492	0,067443	0,090528	0,019741
3	0,082501	93,54714	5,149501	0,926549	0,337427	0,039384
4	0,084235	91,53285	6,516995	1,415030	0,493919	0,041204
5	0,085111	90,74610	7,028940	1,473285	0,618144	0,133529
6	0,085606	90,28043	7,265807	1,458460	0,704785	0,290519
7	0,085888	90,00389	7,419361	1,449585	0,752544	0,374625
8	0,086043	89,84787	7,545404	1,444890	0,776405	0,385427
9	0,086133	89,74742	7,638536	1,442002	0,786928	0,385119
10	0,086186	89,68273	7,698297	1,440283	0,790548	0,388145
11	0,086216	89,64687	7,733537	1,439320	0,791453	0,388823
12	0,086234	89,62703	7,753773	1,438738	0,791677	0,388781
Decomposição da Variância de Temperatura						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	NIDAR_0_4
1	0,299553	28,41868	71,58132	0,000000	0,000000	0,000000
2	0,358920	34,28334	62,05091	3,562926	0,077896	0,024925
3	0,386477	35,60814	59,90234	4,040737	0,325806	0,122977
4	0,403864	36,01252	59,72493	3,755216	0,374816	0,132518
5	0,415563	36,21279	59,70583	3,549479	0,406314	0,125592
6	0,422804	36,43783	59,55712	3,431110	0,452443	0,121497
7	0,427073	36,62121	59,39457	3,363097	0,494847	0,126271
8	0,429672	36,73717	59,26846	3,323798	0,523288	0,147287
9	0,431314	36,80580	59,18746	3,299191	0,541601	0,165957
10	0,432350	36,84715	59,14210	3,283621	0,554230	0,172894
11	0,432989	36,87097	59,11846	3,274056	0,562696	0,173817
12	0,433376	36,88386	59,10648	3,268316	0,567672	0,173670
Decomposição da Variância de Focos						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	NIDAR_0_4
1	5910,205	6,243307	5,310341	88,44635	0,000000	0,000000
2	7410,209	4,121410	3,502006	92,24964	0,084601	0,042341
3	7685,922	3,915158	5,406568	88,36329	0,932636	1,382349
4	7975,980	3,675286	8,586711	82,16216	1,625197	3,950647
5	8120,309	3,833958	10,02530	79,47679	1,723153	4,940799
6	8154,939	4,172867	10,39199	78,81606	1,714195	4,904886
7	8185,857	4,453836	10,44478	78,22526	1,703897	5,172230
8	8214,421	4,665601	10,46295	77,68491	1,704205	5,482327
9	8229,205	4,812509	10,51702	77,40635	1,718558	5,545563
10	8236,619	4,888505	10,57520	77,26715	1,733480	5,535666
11	8241,206	4,916717	10,61470	77,18136	1,739280	5,547942
12	8243,525	4,926935	10,63836	77,13804	1,739619	5,557052

Decomposição da Variância de Aod						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	NIDAR_0_4
1	29,15906	5,634040	9,906453	15,97977	68,47973	0,000000
2	37,05987	4,162918	6,211877	43,80651	45,67792	0,140775
3	38,77828	3,920733	7,672613	46,45129	41,81241	0,142962
4	39,93056	3,733549	11,38743	43,84422	39,98951	1,045289
5	40,85741	3,943622	13,66911	41,98062	38,34909	2,057559
6	41,20708	4,377959	14,43584	41,28028	37,70519	2,200720
7	41,36848	4,732050	14,65936	40,96484	37,41420	2,229543
8	41,51139	4,985752	14,74154	40,68874	37,16395	2,420014
9	41,61131	5,171363	14,81791	40,49413	36,99799	2,518608
10	41,66830	5,289844	14,89286	40,38348	36,91217	2,521644
11	41,70154	5,349387	14,94699	40,31923	36,86394	2,520446
12	41,72016	5,375678	14,98087	40,28343	36,83495	2,525072

Decomposição da Variância de nidar_0_4						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	NIDAR_0_4
1	583,0205	0,545676	0,102438	3,99E-05	0,112664	99,23918
2	812,9004	4,094136	0,148968	0,004725	0,124354	95,62782
3	864,8586	7,089905	0,670117	0,008936	1,117571	91,11347
4	879,8363	8,073111	1,282292	0,073954	2,161638	88,40900
5	897,4899	7,844837	1,698594	0,134532	2,349131	87,97291
6	906,5420	7,696489	1,922587	0,141874	2,302453	87,93660
7	907,9984	7,676432	2,030963	0,142795	2,346231	87,80358
8	908,7893	7,674760	2,070092	0,148343	2,374953	87,73185
9	910,1422	7,706918	2,081110	0,149677	2,369000	87,69330
10	910,9559	7,753155	2,088283	0,149426	2,370619	87,63852
11	911,2260	7,779977	2,097259	0,150040	2,379829	87,59289
12	911,3641	7,786803	2,106123	0,150561	2,384271	87,57224

Tabela C.18 – Decomposição da Variância para estimação precipitação, temperatura, focos, aod e nidar_65

Decomposição da Variância da Precipitação						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	NIDAR_65
1	0,073971	100,0000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
2	0,079168	96,81327	2,069361	0,659146	0,002911	0,455316
3	0,081330	94,84182	3,231215	0,787215	0,062554	1,077195
4	0,082520	93,77594	3,751586	0,766480	0,133805	1,572192
5	0,083211	93,17560	3,980787	0,771483	0,171681	1,900451
6	0,083610	92,83018	4,083169	0,797197	0,187098	2,102359
7	0,083837	92,63292	4,129989	0,821851	0,193048	2,222189
8	0,083963	92,52202	4,152081	0,838514	0,195524	2,291856
9	0,084033	92,46041	4,162885	0,848215	0,196703	2,331787
10	0,084072	92,42638	4,168358	0,853502	0,197336	2,354427
11	0,084093	92,40761	4,171216	0,856319	0,197700	2,367159
12	0,084104	92,39725	4,172742	0,857818	0,197914	2,374275
Decomposição da Variância da Temperatura						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	NIDAR_65
1	0,292021	28,50177	71,49823	0,000000	0,000000	0,000000
2	0,356167	35,65147	61,66591	1,707194	0,004000	0,971430
3	0,385489	38,50074	56,49531	2,939008	0,003463	2,061485
4	0,399899	39,73829	53,81619	3,531597	0,003218	2,910712
5	0,407222	40,32127	52,41457	3,775297	0,004029	3,484834
6	0,411049	40,61133	51,66934	3,869283	0,006731	3,843317
7	0,413095	40,76090	51,26690	3,905508	0,010315	4,056378
8	0,414206	40,84000	51,04703	3,920235	0,013565	4,179168
9	0,414817	40,88259	50,92604	3,926797	0,015956	4,248625
10	0,415154	40,90580	50,85918	3,930025	0,017506	4,287493
11	0,415340	40,91854	50,82217	3,931739	0,018438	4,309115
12	0,415443	40,92556	50,80167	3,932688	0,018974	4,321108
Decomposição da Variância de Focos						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	NIDAR_65
1	6358,453	6,633257	7,138996	86,22775	0,000000	0,000000
2	7534,285	6,946045	5,592365	85,68721	1,774008	0,000375
3	7830,340	6,888723	5,192588	85,06891	2,843073	0,006703
4	7889,937	6,852558	5,117294	84,80662	3,207300	0,016223
5	7899,037	6,843712	5,111419	84,73207	3,289296	0,023499
6	7900,082	6,842397	5,113101	84,71612	3,300952	0,027432
7	7900,220	6,842207	5,113808	84,71318	3,301622	0,029180
8	7900,271	6,842153	5,113896	84,71249	3,301583	0,029881
9	7900,295	6,842159	5,113874	84,71218	3,301634	0,030155
10	7900,306	6,842194	5,113861	84,71200	3,301679	0,030265
11	7900,311	6,842231	5,113859	84,71190	3,301698	0,030312
12	7900,314	6,842258	5,113861	84,71184	3,301703	0,030334

Decomposição da variância de Aod						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	NIDAR_65
1	30,88981	5,696609	13,25912	21,66505	59,37922	0,000000
2	36,97723	7,370627	11,46890	39,01133	42,05465	0,094494
3	39,28004	7,454032	10,45761	44,24624	37,72055	0,121569
4	39,94729	7,372004	10,12726	45,40702	36,96973	0,123985
5	40,09330	7,334857	10,05420	45,58484	36,90263	0,123470
6	40,11733	7,326265	10,04532	45,59529	36,90979	0,123326
7	40,12043	7,325579	10,04603	45,59202	36,91304	0,123335
8	40,12094	7,326001	10,04673	45,59087	36,91306	0,123340
9	40,12115	7,326292	10,04694	45,59072	36,91271	0,123339
10	40,12125	7,326424	10,04698	45,59072	36,91254	0,123342
11	40,12129	7,326479	10,04698	45,59072	36,91247	0,123347
12	40,12130	7,326503	10,04698	45,59071	36,91245	0,123353
Decomposição da Variância de Nidar_65						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	NIDAR_65
1	199,0661	0,464262	0,632825	0,579852	1,525552	96,79751
2	248,8743	8,601815	0,435477	0,660422	2,747188	87,55510
3	273,8421	13,84518	0,625984	0,562000	3,655260	81,31158
4	286,9283	16,79862	0,952050	0,539591	3,943604	77,76613
5	294,0642	18,45308	1,227016	0,600918	3,984759	75,73423
6	298,0216	19,37284	1,409764	0,681801	3,962112	74,57349
7	300,2192	19,88045	1,518831	0,746176	3,934825	73,91972
8	301,4348	20,15945	1,580723	0,787811	3,915443	73,55658
9	302,1049	20,31261	1,615089	0,812082	3,903602	73,35662
10	302,4739	20,39675	1,634030	0,825529	3,896805	73,24689
11	302,6772	20,44303	1,644461	0,832825	3,893010	73,18667
12	302,7892	20,46854	1,650215	0,836769	3,890917	73,15356

Tabela C.19 – Decomposição da Variância para estimação precipitação, temperatura, focos, aod e vdar

Decomposição da variância de Precipitação						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	VDAR
1	0,074156	100,0000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
2	0,079379	95,73525	3,711092	0,064613	0,080687	0,408354
3	0,082450	93,12332	4,994919	0,922575	0,313725	0,645463
4	0,084265	90,95261	6,265982	1,414140	0,508450	0,858817
5	0,085203	90,01306	6,708102	1,457204	0,666864	1,154767
6	0,085712	89,46985	6,907144	1,440060	0,769290	1,413660
7	0,085985	89,16792	7,044177	1,434491	0,820412	1,533002
8	0,086131	89,00241	7,160691	1,431655	0,842650	1,562594
9	0,086215	88,90386	7,249251	1,429222	0,851550	1,566112
10	0,086266	88,84341	7,308037	1,427557	0,855013	1,565984
11	0,086297	88,80723	7,343603	1,426534	0,856496	1,566139
12	0,086316	88,78565	7,364260	1,425906	0,857301	1,566880
Decomposição da variância de temperatura						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	VDAR
1	0,296743	27,90623	72,09377	0,000000	0,000000	0,000000
2	0,357382	33,53926	61,66196	3,543009	0,065157	1,190610
3	0,386615	34,64431	59,06941	3,909627	0,290068	2,086589
4	0,404833	34,97330	58,89751	3,606104	0,390021	2,133063
5	0,416526	35,13616	58,93249	3,408881	0,461138	2,061325
6	0,423563	35,30631	58,82849	3,299063	0,521627	2,044506
7	0,427771	35,43671	58,67826	3,234499	0,566451	2,084080
8	0,430348	35,51775	58,55230	3,196308	0,597494	2,136153
9	0,431936	35,56511	58,47176	3,173475	0,618611	2,171042
10	0,432910	35,59230	58,42743	3,159672	0,632357	2,188239
11	0,433504	35,60765	58,40452	3,151257	0,640727	2,195852
12	0,433866	35,61639	58,39249	3,146095	0,645582	2,199442
Decomposição da variância de focos						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	VDAR
1	5858,898	6,610644	5,724816	87,66454	0,000000	0,000000
2	7282,357	4,555829	3,724775	91,66757	0,050714	0,001113
3	7614,779	4,203128	6,688218	85,98844	0,629343	2,490873
4	7978,995	3,877993	10,45551	78,52363	1,096426	6,046438
5	8134,944	3,994721	12,00181	75,90391	1,191198	6,908360
6	8172,282	4,299632	12,38354	75,28002	1,189493	6,847317
7	8195,868	4,544664	12,43699	74,84757	1,185402	6,985371
8	8213,409	4,697157	12,44525	74,53278	1,193544	7,131262
9	8222,774	4,781761	12,46912	74,36719	1,205371	7,176555
10	8227,526	4,824982	12,50096	74,28262	1,212928	7,178508
11	8230,220	4,846928	12,52836	74,23414	1,215937	7,174638
12	8231,838	4,859174	12,54709	74,20497	1,216837	7,171931

Decomposição da variância de Aod						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	VDAR
1	28,85138	5,326823	9,830861	15,45337	69,38895	0,000000
2	36,66096	4,071438	6,251715	42,20212	46,45697	1,017757
3	38,40714	3,768198	8,628517	44,18147	42,36683	1,054979
4	39,96028	3,520229	13,07640	40,81983	39,47046	3,113076
5	40,98214	3,654068	15,46559	38,98906	37,64564	4,245642
6	41,31491	4,024454	16,24921	38,41717	37,05230	4,256865
7	41,47325	4,349888	16,45785	38,12516	36,77101	4,296097
8	41,58889	4,570276	16,52075	37,91602	36,57652	4,416429
9	41,66100	4,704316	16,56776	37,78802	36,46391	4,475995
10	41,70190	4,779658	16,61356	37,71536	36,40337	4,488050
11	41,72553	4,820554	16,65119	37,67298	36,36810	4,487176
12	41,73965	4,843547	16,67755	37,64751	36,34616	4,485238
Decomposição da variância de Vdar						
Período	S.E.	PREC	TEMP	FOCOS	AOD	VDAR
1	835553,8	0,261996	0,303520	0,037616	1,670107	97,72676
2	1051683,	4,001413	0,458794	0,453817	1,056458	94,02952
3	1116387,	6,519878	0,841413	1,465792	1,806287	89,36663
4	1135979,	7,453499	1,364109	2,112025	2,417906	86,65246
5	1144239,	7,660783	2,152926	2,195580	2,528236	85,46248
6	1150241,	7,718131	2,867741	2,173110	2,510078	84,73094
7	1153792,	7,781032	3,290190	2,174402	2,494656	84,25972
8	1155559,	7,858187	3,478313	2,173968	2,487230	84,00230
9	1156621,	7,923670	3,556666	2,170235	2,484538	83,86489
10	1157326,	7,967940	3,595352	2,167887	2,484957	83,78386
11	1157759,	7,994484	3,619982	2,166775	2,486406	83,73235
12	1158013,	8,009506	3,637626	2,166065	2,487508	83,69930