



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

**ESTIMATIVA DE OCORRÊNCIA DE IGNIÇÃO DE FOGO NA FLORESTA
NACIONAL DE TAPAJÓS, VIA MODELO LINEAR GENERALIZADO
ESPACIAL**

Ana Carolina Moreira Pessôa

Trabalho Final da disciplina SER301 –
Análise Espacial.

INPE
São José dos Campos
2018

ESTIMATIVA DE OCORRÊNCIA DE IGNIÇÃO DE FOGO NA FLORESTA NACIONAL DE TAPAJÓS, VIA MODELO LINEAR GENERALIZADO ESPACIAL

Ana Carolina Moreira Pessôa

Abstract. Apesar da diminuição do desmatamento na Amazônia Legal nos últimos 13 anos, não se observou uma significativa diminuição de focos de calor nem da concentração atmosférica de monóxido de carbono (CO). O aumento da intensidade e frequência de eventos climáticos extremos pode levar a Amazônia a um sistema vulnerável ao fogo, reforçando a participação dos incêndios florestais para as mudanças climáticas globais. Na Amazônia Legal brasileira, a redução de 65% na taxa de desmatamento em 2015 ($6.207 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$), quando comparada à média de 1988-2004 ($17.855 + 4.669 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$), deve-se em grande parte a adoção de um pacote de políticas. Não se sabe se essas mesmas políticas que se provaram eficientes na redução do desmatamento tiveram impactos na ocorrência de incêndios florestais. Sendo assim, o objetivo central deste trabalho foi estimar a ocorrência de ignição de fogo na FLONA de Tapajós para o período de 2003 a 2015. Para isso, foi gerado um mapa de probabilidade de ocorrência de ignição utilizando um Modelo Linear Generalizado Espacial, e o mesmo foi avaliado considerando os limites da FLONA e seu entorno. Os resultados apresentados neste trabalho mostraram que a metodologia adotada foi capaz de fornecer evidências de que a FLONA de Tapajós, para o período de 2003 a 2015, cumpriu com o seu papel de Unidade de Conservação de Uso Sustentável, diminuindo a ocorrência de ignição de fogo em seu interior em mais de 20% quando comparado com seu entorno.

1. INTRODUÇÃO

No Brasil, o desmatamento em larga escala é impulsionado pelo uso competitivo da terra, especialmente produtos agrícolas como a soja e a produção agropecuária. Em muitos casos, a floresta é convertida para agropecuário com uso de fogo [1], criando uma forte correlação entre incêndios e degradação florestal ($r^2 = 84\%$, $p < 0,004$) [2]. Na maioria das vezes, os incêndios são usados de forma progressiva, o que pode causar não só a degradação florestal, mas também sua extinção [3]. Na última década, no entanto, observa-se um relativo desacoplamento da ocorrência de fogo e desmatamento [4]. Apesar da redução de 76% nas taxas de desmatamento nos últimos 13 anos, houve um aumento de 38% no número de focos de calor em 2015 comparado à média dos 12 anos anteriores [5]. Além disso, em 2017 foram registrados 18% a mais de focos de calor por quilômetro quadrado desmatado [5, 6]. Esses incêndios têm muitos impactos diretos e indiretos no meio ambiente, economia e população [7, 8]. Naeher et al. [9] afirmam que os incêndios florestais podem desestabilizar as reservas de carbono dos ecossistemas tropicais, promover perdas econômicas diretas para os setores florestal, agrícola e de transporte, bem como impactar a saúde da população. Porém, a maior preocupação mundial talvez seja a contribuição das queimadas para o aumento do CO_2 na atmosfera.

Devido às condições mais severas de seca que atingiram áreas tropicais nos últimos anos, incêndios florestais tem se tornado cada vez mais dominantes [7, 10–12]. Em 2010, um ano de extrema seca na Amazônia, as emissões brutas de carbono devido à incêndios foram 1,7 vezes maior ($0,51 \pm 0,12 \text{ Pg C ano}^{-1}$) do que o ano seguinte com condições climáticas normais [13], sendo que somente incêndios florestais na Amazônia Legal contribuíram com 86% (68% a 103%) da meta anual de emissões estabelecido pelo Plano Nacional de Mudança do Clima, decreto número 7.390/2010 [7]. Modelos climáticos globais preveem uma maior probabilidade da Amazônia se tornar mais seca no século XXI [14], e o aumento da intensidade e frequência destes eventos climáticos extremos pode levar a Amazônia a um sistema bastante vulnerável ao fogo [15]. Este novo cenário pode induzir

as florestas tropicais a serem mais susceptíveis a uma considerável perda de carbono, fazendo com que os incêndios florestais contribuam significativamente para as mudanças climáticas globais.

No contexto das negociações do Acordo de Paris, em um dos maiores desafios da conservação ambiental da história, o Brasil apresentou sua Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada (*intended Nationally Determined Contribution* - iNDC), hoje já ratificada pelo Congresso Nacional brasileiro [16]. O Brasil, assim, firmou o compromisso de alcançar o desmatamento ilegal zero na Amazônia brasileira até 2030, e reduzir as emissões de gases de efeito estufa em 80% abaixo dos níveis de 2005, também até 2030. O documento base que apresenta as metas destaca a redução do desmatamento já alcançado, e não deixa claro como a redução de emissões subsequente será alcançada. Apesar da considerável contribuição dos incêndios florestais nas emissões de gases do efeito estufa, a mesma ainda não é explicitamente contabilizada para o cumprimento de acordos de mitigação das mudanças climáticas, como o Acordo de Paris [17].

Historicamente, houveram esforços políticos para a redução do desmatamento (Figura 1). Esta redução nas últimas décadas sucedeu a adoção de um pacote de políticas, sendo a mais notável o Plano de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm). Lançado em 2003, o plano incentivou ações de controle e estabeleceu 600.000 km² (aproximadamente o tamanho da França) de novas áreas protegidas, com a área em Unidades de Conservação somando 24% da Amazônia Legal em 2015. O plano está em sua quarta fase temática, tendo cada uma das fases um objetivo específico (Figura 1). A partir destes pacotes políticos, o Brasil cumpriu com uma redução de 65% nas taxas de desmatamento em 2015 (6,207 km² ano⁻¹), quando comparado à média de 1988-2004 (17.855 ± 4.669 km² ano⁻¹) [6]. Nas estratégias de ação da terceira fase do PPCDAm, por exemplo, o combate e a mitigação da degradação causada por fogo é mencionada diretamente em dois eixos: ‘Monitoramento e controle’ e ‘Fomento às atividades produtivas sustentáveis’. Somente 9% do orçamento total destinado a esses eixos estratégicos são destinados às ações diretamente relacionadas ao fogo [18].

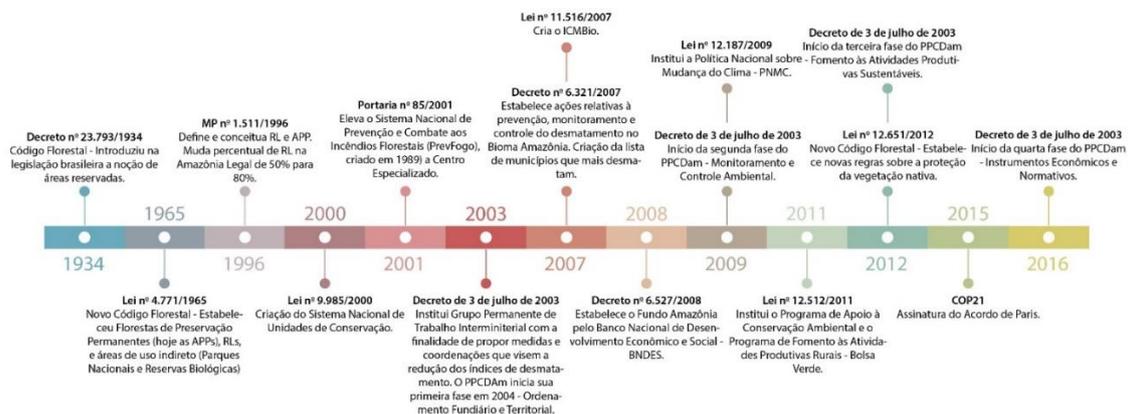


Figura 1. Cronologia dos marcos legais de políticas para redução do desmatamento.

Estima-se que as áreas protegidas na Amazônia brasileira abrigam 54% do remanescente florestal, e contém 56% do seu carbono. Se devidamente implementadas, as áreas protegidas têm potencial de evitar $8,0 \pm 2,8$ Pg de emissões de carbono até 2050 [19]. Estudos demonstram que as áreas protegidas, incluindo aquelas com populações humanas residentes, são necessárias para uma estratégia global eficaz a fim de minimizar as alterações climáticas e preservar as florestas tropicais e seus serviços ecossistêmicos [19–21]. Apesar de sua importância, dados do programa “Mapeamento da Degradação Florestal

na Amazônia Brasileira” (DEGRAD/INPE) indicam que diferentes formas de degradação afetaram 92.407,2 km² de vegetação nativa na Amazônia brasileira entre 2007 e 2013. Das áreas mapeadas como degradadas, 27.872,4 km², estavam localizadas dentro de áreas protegidas [22]. Soares-Filho et al. [19] afirmam que áreas protegidas da Amazônia brasileira foram responsáveis por 37% da redução total de desmatamento entre 2004 e 2006, mas não se sabe a contribuição destas áreas para a mitigação da degradação florestal causada por fogo.

Com esta motivação o presente trabalho visa responder se no período de 2003 a 2015, a ocorrência de ignições de fogo foi menor dentro dos limites da Floresta Nacional (FLONA) de Tapajós. Portanto, o objetivo principal do trabalho foi estimar a ocorrência de ignição de fogo na FLONA de Tapajós para o período de 2003 a 2015. Para isso, foi gerado um mapa de probabilidade de ocorrência de ignição, e o mesmo foi avaliado considerando os limites da FLONA e seu entorno.

2. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende a FLONA de Tapajós e seu entorno (Figura 2). O entorno foi delimitado por um *buffer* de 15km ao longo da borda da FLONA. A área sob análise se estende por, aproximadamente, 11.938 km², destes 5.306 km² compreendem a área da FLONA de Tapajós e 6.632 km² seu entorno.

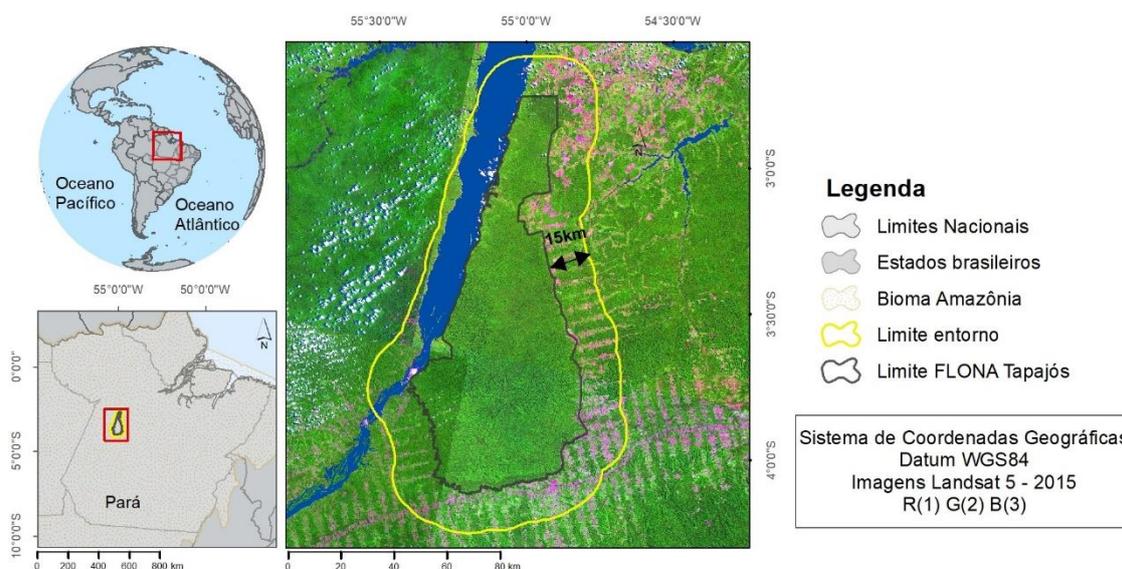


Figura 2. Mapa da área de estudo.

A FLONA de Tapajós foi criada em 1974 pelo Decreto nº 73.684 de 19 de fevereiro de 1974, e seu Plano de Manejo só foi concluído 30 anos depois, sendo publicado em 2004. A FLONA é uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável, categoria com objetivo básico de compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais [23]. Sendo desta categoria, é permitido que populações tradicionais permaneçam vivendo dentro de seus limites e continuem se subsistindo dos recursos da FLONA, desde que de forma sustentável.

Sob o contexto do Projeto de Integração Nacional de 1970, foi tomada a decisão da criação da FLONA de Tapajós em função da posição estratégica da área de grande potencial florestal em relação a projetos de desenvolvimento pensados para a região na

época, oferecendo facilidade de acesso fluvial pelo Rio Tapajós e acesso viário pela BR 163 [24]. A região, porém, já estava demarcada para a implantação do Projeto Integrado de Colonização – PIC, o que resultou em densa ocupação do entorno da unidade.

Segundo o Plano de Manejo da unidade, entre os meses de setembro a dezembro de 1998 a 2003 e setembro a novembro em 2004, foram detectados 705 focos de calor na FLONA, sendo 35,5% no entorno imediato a ela (10 km além de seus limites). O entorno registrou número maior de focos de calor todos os anos, fazendo com que a FLONA, nos períodos mais críticos, funcionasse como um escudo ao fogo em seu entorno [24]. O fogo é usado como ferramenta de manejo comum as populações tradicionais residentes na FLONA, e também a pecuaristas e agricultores que ocupam seu entorno. O fogo configura um fator expressivo na degradação florestal, que irremediavelmente ocorre quando as queimadas saem de controle. A unidade ao longo dos últimos anos tem adotado medidas para minimizar o impacto causado pelo fogo, como a implantação do Programa “Bom Manejo do Fogo”, o monitoramento de roçados, e a participação do programa PrevFogo [24].

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Dados

Os dados foram compatibilizados em uma grade regular de 1km x 1km. Os dados foram extraídos para 11.753 células cobrindo toda a área de estudo. Os dados foram incorporados na grade seguindo as operações descritas na Tabela 1. Após a incorporação dos dados às células, estas foram transformadas em pontos, considerando seus centroides. Esses pontos, contendo as informações de todas as variáveis usadas, consistiram na unidade de análise. Foram aleatoriamente sorteados, aproximadamente, 6% do total de pontos para a construção do modelo, e destes, 11% foram reservados para a avaliação do modelo final. Desta forma, a capacidade do modelo de predição da ocorrência de ignição é avaliada usando informações independentes, como recomendado pela literatura [25]. Foram considerados, então, 646 pontos para a construção do modelo, 323 com ocorrência e 323 sem ocorrência, e 80 para a avaliação. A distribuição espacial das amostras utilizadas para a construção do modelo é ilustrada na Figura 3.

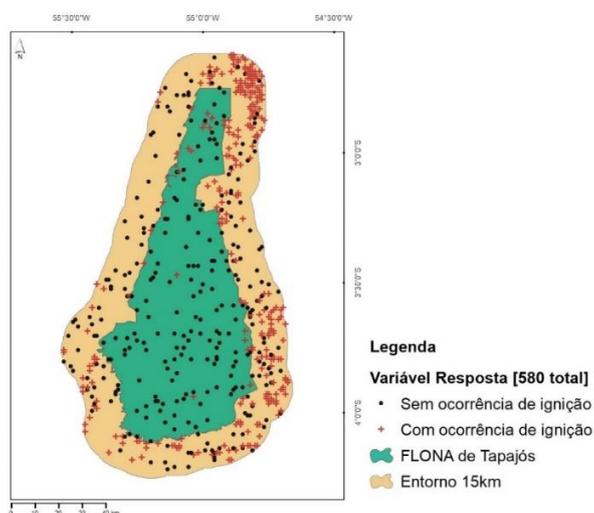


Figura 3. Distribuição espacial das amostras utilizadas para a construção do modelo.

A variável resposta (VR) consiste em eventos de ignição de fogo provindos do “*Global Fire Atlas*” [26]. Esse dado mapeia a dinâmica diária de eventos individuais de queimada baseado em dados de área queimada de resolução moderada, o produto MCD64A1 [27]. Para cada evento individual de queimada, o dado fornece a localização e o horário de sua ignição. Essa individualização do evento é importante para que se possa avaliar se o fogo começou dentro ou fora da FLONA de Tapajós. Foram considerados dados de 2003 a 2015. A VR foi tratada como uma variável binária, e, portanto, toda célula da grade regular, que continha pelo menos um evento de ignição, foi considerada “*com ocorrência*”, e a elas foi atribuído o valor 1. Às células “*sem ocorrência*” foi atribuído o valor 0.

Da mesma forma em que a VR foi incorporada na grade, as possíveis variáveis explicativas (VE) também foram. Segundo Parisien & Moritz [28], a ocorrência de incêndios florestais é uma função de co-ocorrência de concentração adequada de combustível, condições propícias à combustão e propagação, e agentes de ignição. Portanto, sabendo que as queimadas na Amazônia são majoritariamente ocasionadas pelo homem, as variáveis consideradas como possíveis fatores condicionantes para a ocorrência de ignição foram: biomassa [29], precipitação [30] e população [31]. A variação de cada um desses fatores é uma função de gradientes ambientais que refletem a susceptibilidade a ocorrência do fogo [28].

Tabela 1. Dados utilizados e operações usadas na compatibilização na grade regular de 1km x 1km.

	Fonte	Resolução	Unidade	Operação para agregação na grade 1km x 1km	Período
Variável resposta					
Ignição	[26]	500 m	Presença / Ausência	Presença = 1 / Ausência = 0	2003 – 2015
Variáveis explicativas					
População	[31]	1 km	Contagem	Soma	2010
Precipitação	[30]	5 km	mm	Soma	2003 – 2015
Biomassa	[29]	30 m	Mg.ha ⁻¹	Média	2003 – 2015

O dado de população usado neste trabalho provém da Grade Estatística do Censo Demográfico de 2010, realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Para a geração da grade, ainda foram usadas informações auxiliares, como classificação do uso e cobertura das terras. A grade foi concebida buscando minimizar as distorções decorrentes da grande extensão territorial do país. A resolução varia entre 200m x 200m nas áreas urbanas, e 1km x 1km nas áreas rurais. A classificação entre urbano e rural foi baseada nos setores censitários para o Censo Demográfico de 2010 [31]. O dado final consiste na contagem populacional total ou por gênero para cada célula. No presente trabalho foi feita uma reamostragem da Grade Estatística de 2010, para a grade de compatibilização dos dados. Para cada célula foi somada a contagem populacional total.

A informação de precipitação foi extraída do produto *Climate Hazards group Infrared Precipitation with Stations* (CHIRPS). O dado foi construído baseado em técnicas de interpolação, alta resolução, e séries temporais longas de estimativas de precipitação. A resolução do dado é, aproximadamente, 0,05° e incorpora informações de satélite para preencher lacunas onde as medições são escassas. Além de combinar dados de estações

para produzir um produto com latência de cerca de 2 dias e um produto final com uma latência média de 3 semanas [30]. O produto final consiste no valor mensal de precipitação em milímetros. Para incorporação em nossa grade de compatibilização foi calculado a precipitação total acumulada de 2003 a 1025 para cada célula.

O dado de biomassa acima do solo foi extraído do mapa gerado por Baccini et al. [29]. O mapa original tem resolução espacial de 30 m e se refere à densidade de biomassa acima do solo para o ano de 2000. A densidade ($Mg \cdot ha^{-1}$) foi estimada por relações estatísticas entre dados coletados em campo e dados LiDAR Geoscience Laser Altimeter System (GLAS). Além dos dados de campo e GLAS, dados de reflectância do sensor ETM+ a bordo da plataforma Landsat 7, dados de elevação e variáveis biofísicas também foram usada para as estimativas finais. Random Forest foi o algoritmo usado para construir a relação estatística [29]. Para a incorporação na grade regular, primeiro foi feito álgebra de mapas para diminuir valores de biomassa em locais onde desde 2000 até 2015 houveram desmatamentos. Foram então usados dados do Programa de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Brasileira por Satélite (PRODES) [6] para indicar onde houve desmatamento. Após esse processo foi calculado a média da densidade de biomassa para o período de 2003 a 2015 para cada célula. A distribuição espacial de cada VE considerada é ilustrada na Figura 4.

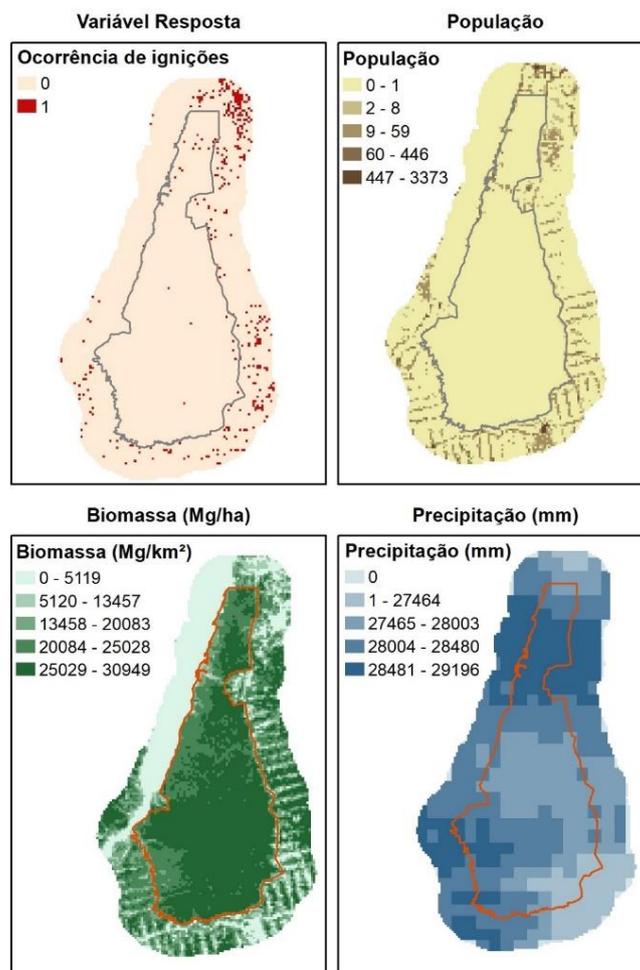


Figura 4. Distribuição espacial da variável resposta (ocorrência de ignição), e de cada possível variável explicativa (população, biomassa, precipitação).

A Figura 5 sintetiza o procedimento de compatibilização dos dados na grade regular de 1km x 1km.

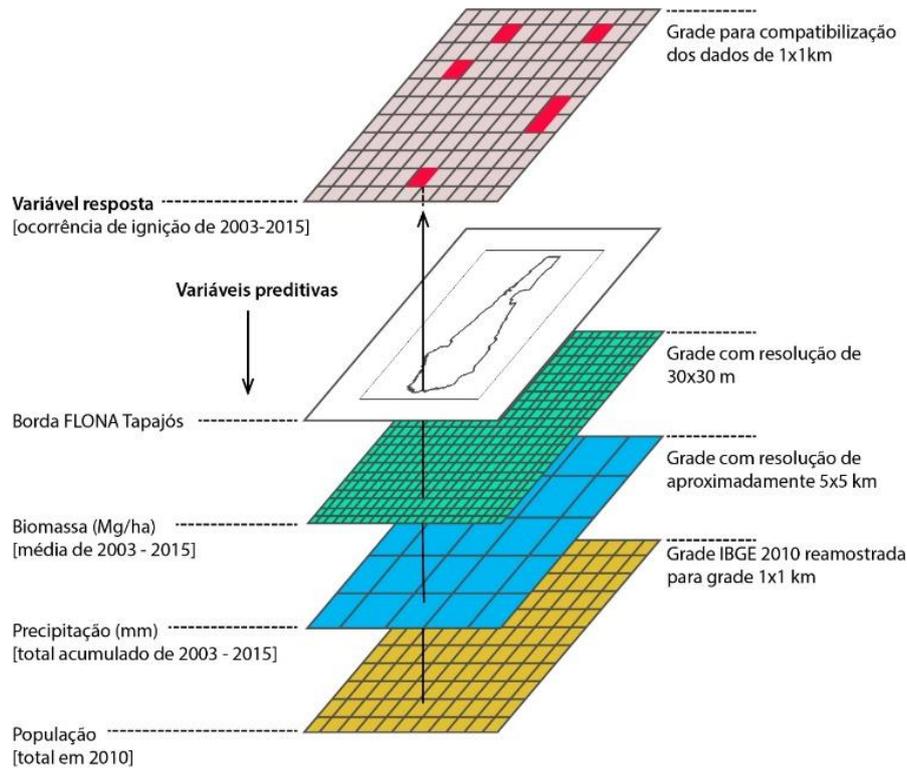


Figura 5. Esquema de compatibilização das variáveis explicativas à variável resposta.

3.2. Estratégia empírica

3.2.1. Modelo

A estratégia de modelagem adotada nos permite definir e estimar uma medida de probabilidade de ocorrência de ignição de fogo que varia suavemente ao longo de toda a área de estudo [32]. Para isto, são avaliadas simultaneamente a variação da distribuição espacial de eventos de ocorrência quando comparados à distribuição espacial de eventos de não ocorrência.

Sendo d_i uma variável binária associada à localização espacial s_i , esta recebe o valor 1 se s_i for uma célula da grade regular na qual foi registrado ocorrência de ignição de fogo, ou 0 caso contrário. d_i ($i = 1, \dots, m$) são realizações de variáveis aleatórias independentes, $d_i \sim \text{Bernoulli}(p(s))$, conforme Kelsall & Diggle [32] e Sothe et al. [33] (Equação 1):

$$p(s) = \frac{q_1 \lambda_1(s)}{q_1 \lambda_1(s) + q_2 \lambda_2(s)} \quad \text{Equação 1}$$

onde $\lambda_1(s)$ e $\lambda_2(s)$ são intensidades de observações de dois processos de Poisson I e II, respectivamente. O logaritmo da probabilidade de ocorrência de fogo no local s é dado por $p(s) = \log(\lambda_1(s)/\lambda_2(s))$. Desta forma, é possível investigar a variação espacial de $p(s)$ ao longo da área de estudo. q_1 representa a proporção de locais com ocorrência e q_2 a proporção de locais de não ocorrência em relação ao total existente.

Kelsall & Diggle [32] simplificam a equação acima, mostrando que (Equação 2):

$$\text{logit} [p(s)] = \log\left[\frac{p(s)}{1 - p(s)}\right] = p(s) + c \quad \text{Equação 2}$$

onde c é uma constante aditiva, portanto, não modifica as características gerais da distribuição espacial da probabilidade de ocorrência sobre a área de estudo. $p(s)$ é, então, estimado espacialmente, à parte de uma constante aditiva, com um modelo atribuído a variáveis binárias.

Quando considerando covariáveis, o modelo se transforma em um modelo linear generalizado, estendido por uma componente aditiva espacial que, por suposição, varia suavemente na área de estudo [33, 34]. A equação acima, neste caso, se transforma em (Equação 3):

$$\text{logit} [p(s)] = \log\left[\frac{p(s)}{1 - p(s)}\right] = \beta_x + g(s) \quad \text{Equação 3}$$

onde x é o vetor de covariáveis, β são seus efeitos no modelo, e a única suposição acerca de g é que esta é uma função suave, porém desconhecida, das coordenadas espaciais s [33]. $g(s)$ será igual a zero se a probabilidade de ocorrência de ignição de fogo for espacialmente constante ao longo da área de estudo. Para avaliar esta hipótese ($H_0: g(s) = 0$) e gerar contornos de tolerância que auxiliam na identificação de áreas onde a probabilidade é significativamente superior ou inferior à média global, foi utilizada simulações pelo método Monte Carlo, como proposto por Kelsall & Diggle [32].

β e $g(s)$ são estimados a partir de métodos iterativos conforme descrito em [34]. Neste caso, $g(s)$ é estimado usando regressão Kernel ponderada, que por sua vez influencia nas estimativas de β [35].

3.2.2. Seleção de covariáveis

As variáveis que compõem o vetor x foram escolhidas após uma análise sequencial do efeito do acréscimo ao modelo. Como uma variação da seleção *backward*, iniciamos a avaliação com todas as variáveis no modelo. Foi testada a retirada de uma a uma, sempre mantendo o termo espacial $g(s)$. Depois de todos os testes, somente as variáveis com efeitos (β) significativos foram considerados para compor o modelo final.

3.2.3. Avaliação do modelo final

O modelo final foi usado para a geração do mapa de probabilidade de ocorrência de fogo. Os valores estimados pelo modelo foram comparados com as amostras reservadas para a avaliação do modelo. A avaliação foi feita a partir de gráfico *boxplot* e comparação da distribuição estatística dos valores estimados. É esperado que a distribuição estatística dos valores estimados seja distinta, e se aproxime de 1, se referente às amostras com ocorrência de ignição, e 0 caso contrário. Essa mesma estratégia foi adotada por Sothe et al. [33].

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após a análise sequencial, que considerou todas as variáveis explicativas, foi eliminada a variável ‘população’. Essa variável não apresentou um coeficiente (β)

estatisticamente significativo. Isso pode estar relacionado à metodologia utilizada para a construção do dado ou à aspectos particulares da área de estudo. De qualquer forma, outras variáveis que considerem não só a contagem populacional, mas também uma estratificação desta população em ocupações, podem ser mais adequadas como *proxies* de fonte de ignição. A Tabela 2 sintetiza os coeficientes calculados para as variáveis consideradas para o modelo final. Desta forma, o modelo final usado para geração do mapa de probabilidade de ignição de fogo é descrito na Equação 4.

Tabela 2. Estimativas dos coeficientes da regressão para as variáveis explicativas consideradas para o modelo final e suas respectivas significâncias.

	Estimativa β	Erro Padrão	t -valor	p -valor
Intercepto β_0	9.6161	3.9980	2.4052	0.0165
Biomassa	-0.0001	0.0000	-8.4313	2.7438 e-16
Precipitação	-0.0003	0.0001	-2.1800	0.0297

$$\text{logit}[p(s)] = \beta_{\text{Biomassa}} + \beta_{\text{Precipitação}} + g(s) \quad \text{Equação 4}$$

Após a implementação do modelo final foi gerado um mapa com a distribuição espacial da probabilidade de ocorrência de ignição de fogo na área de estudo (Figura 6). O resultado é uma superfície contínua de probabilidade, que varia suavemente. Além disso, o resultado de 500 simulações fornece evidência estatística de que há uma variação espacial global significativa da probabilidade associada a ocorrência de fogo ($p = 0,0029$) ao longo da área de estudo. As áreas delimitadas por linhas de contorno de 2,5% e 97,5%, de aproximadamente 95% de tolerância, indicam onde a probabilidade é significativamente inferior ou superior à média global, respectivamente.

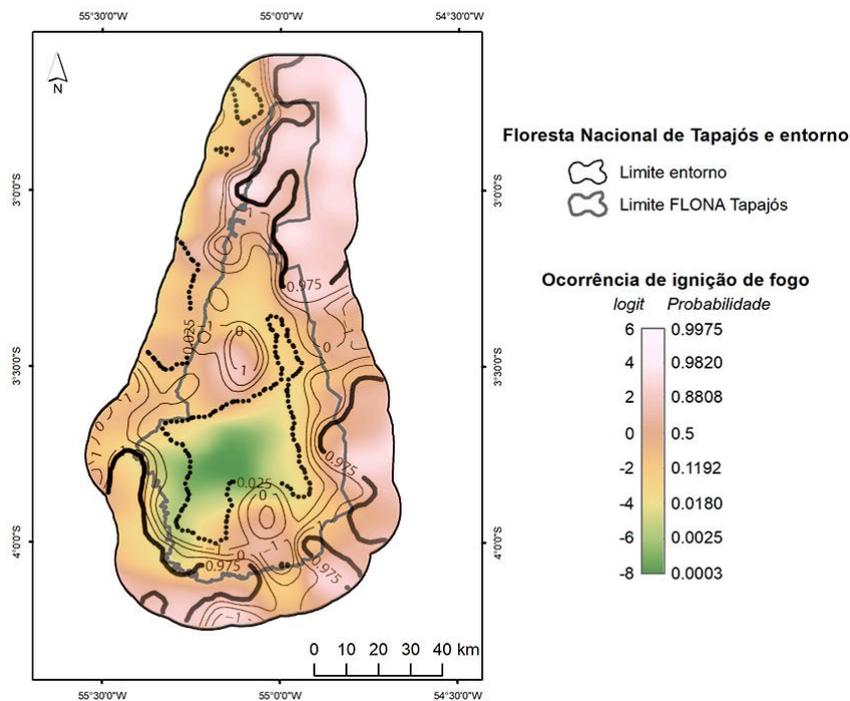


Figura 6. Mapa de probabilidade de ocorrência de ignição de fogo dentro da FLONA de Tapajós e em seu entorno. As linhas de contorno de 2,5% e 97,5% indicam onde a probabilidade é significativamente inferior ou superior à média global, respectivamente.

Os locais delimitados com as linhas de contorno de 97,5% correspondem aos locais que possuía a maior concentração de pontos de ignição de fogo para o período analisado, o que ocorre em sua maioria na região do entorno da FLONA. Essa região é, também, a que apresenta maior fragmentação da paisagem, o que diminui a densidade média de biomassa, e menores valores de precipitação (Figura 4).

A relação da biomassa com a susceptibilidade ao fogo pode ser positiva ou negativa. Por um lado, a biomassa é um fator controle do regime do fogo tendo uma relação positiva com sua ocorrência, uma vez que consiste no combustível necessário para a queima [28]. No entanto, os incêndios florestais ocorrem preferencialmente em um meio termo ambiental, sendo menos prevalentes em áreas caracterizadas por extremos, como por exemplo florestas tropicais não degradadas [28]. Isso ocorre, pois além do combustível, há outros fatores condicionantes para a ocorrência do fogo, como as condições micrometeorológicas e presença de fontes de ignição [36]. Além disso, outros autores apontam que a susceptibilidade do ambiente ao fogo aumenta com a fragmentação da floresta, corte seletivo e aumento da extensão de floresta secundária [10, 37]. Em nossa área de estudo, a biomassa teve uma relação negativa com a probabilidade de ocorrência de ignição do fogo. Como se trata de uma área de floresta tropical, áreas mais degradadas e fragmentadas, e, portanto, com menores densidades médias de biomassa, apresentaram maior probabilidade de ocorrência de ignição.

Estudos apontam que os eventos de seca extrema e o período de estiagem na Amazônia tendem a aumentar [4, 38], o que pode elevar a taxa média de ocorrência de fogo por um fator de 1,7 [10]. Durante a seca extrema de 2010, é estimado que os incêndios florestais tenham afetado, aproximadamente, 27.555 km² de florestas primárias [7]. O regime climático, regido principalmente pela precipitação, é então negativamente relacionado à ocorrência de fogo. Em nosso estudo encontramos esta relação negativa, e as duas manchas com menores valores totais acumulados de precipitação para o período de 2003 a 2015 coincidem com áreas de grande probabilidade de ocorrência de ignição de fogo.

Essas mesmas variáveis foram usadas por outros autores para a estimativa de probabilidade de ocorrência de fogo. Fonseca et al. [39] enfatiza a contribuição importante que variáveis de mudança do uso da terra podem trazer para melhores estimativas de probabilidade de ocorrência de fogo, já que o fogo na Amazônia é majoritariamente resultado da ação antrópica e consiste na principal ferramenta usada para limpar a terra e manter áreas de pastos. Como o dado de biomassa usado neste trabalho levou em consideração as subtrações causadas por desmatamentos ocorridos na região, o dado reflete essa mudança na cobertura da terra. Ray et al. [40] calculam a susceptibilidade ao fogo em uma região da Amazônia considerando dados micrometeorológicos e de estrutura da floresta. Os autores mostram que a susceptibilidade ao fogo é maior onde o dossel florestal é mais baixo e esparsa, e aumenta com o tempo depois de eventos de chuva, quando a serapilheira gradualmente se torna mais seca. Pourtaghi et al. [41] testaram diversos métodos a fim de estimarem a susceptibilidade ao fogo, em uma província do Irã. Os autores afirmam que o método GAM (*Generalized Addictive Model*), uma variação do modelo usado neste trabalho, foi o que apresentou maior capacidade preditiva (AUC = 0,8770) e que as variáveis precipitação anual, variáveis topográficas, distância para estradas, uso da terra e temperatura anual foram as mais significativas no modelo. Os autores ainda concluem

que esse tipo de resultado pode ser aplicado em geração de alertas e planejamento de alocação de recursos para combate à incêndios florestais.

Os valores de probabilidade estimadas para os pontos reservados para validação foram comparados quanto a sua classe (com ocorrência ou sem ocorrência de ignição de fogo) (Figura 7). É esperado que a distribuição estatística dos valores estimados para ‘sem ocorrência’ se aproxime de zero, e para ‘com ocorrência’ se aproxime de um. Esse padrão foi observado, sendo a distribuição estatística das probabilidades estimadas para as duas classes muito distinta. Todas as amostras relativas à ocorrência de ignição de fogo apresentaram probabilidade estimada superior a 0,9. Apesar de uma maior variação de valores estimados para áreas sem ocorrência de ignição de fogo, 100% das amostras desta classe apresentam valores inferiores a 0,5. Esta avaliação fornece evidências de que o Modelo Linear Generalizado Espacial adotado foi capaz de estimar a probabilidade de ocorrência de ignição de fogo na área de estudo.

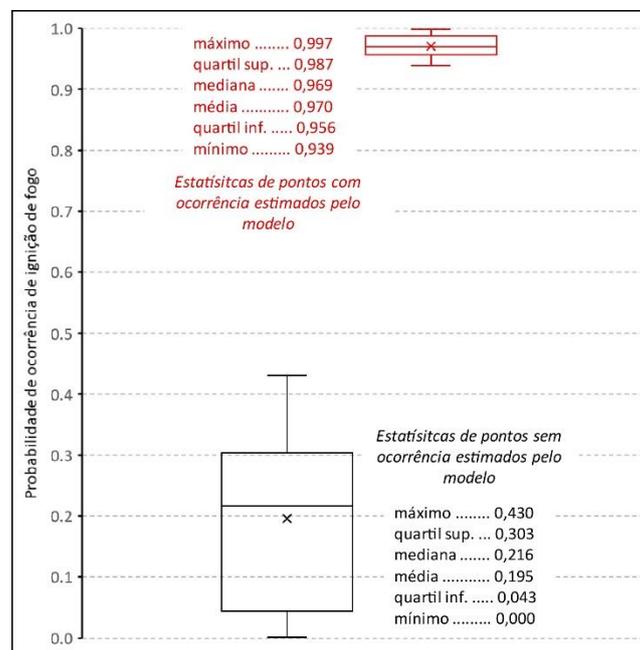


Figura 7. Avaliação do Modelo Linear Generalizado Espacial para estimativa da probabilidade de ocorrência de ignição de fogo na FLONA de Tapajós e seu entorno.

Uma última análise foi feita para avaliar a probabilidade de ocorrência de ignição de fogo comparando dentro dos limites da FLONA de Tapajós e na área em seu entorno. A probabilidade média de ocorrência dentro da FLONA é 0,3, quase duas vezes menor do que em seu entorno. O mapa de probabilidade gerado foi arbitrariamente classificado em quatro categorias de probabilidade de ocorrência; muito baixa, baixa, alta e muito alta (Figura 8). Os limiares para cada classe são respectivamente 0 a 0,2, 0,2 a 0,5, 0,5 a 0,7 e 0,7 a 1. Foi observado que a proporção de área do entorno com probabilidade muito alta é maior do que quando considerando dentro da FLONA em mais de duas vezes. Quase metade da área no entorno da FLONA apresentou probabilidade muito alta de ocorrência de ignição de fogo, e ao contrário, mais da metade da área dentro da FLONA apresentou probabilidade muito baixa (Figura 8). Algumas áreas com probabilidade alta detectadas dentro da FLONA coincidem com áreas onde comunidades tradicionais estão alocadas [24].

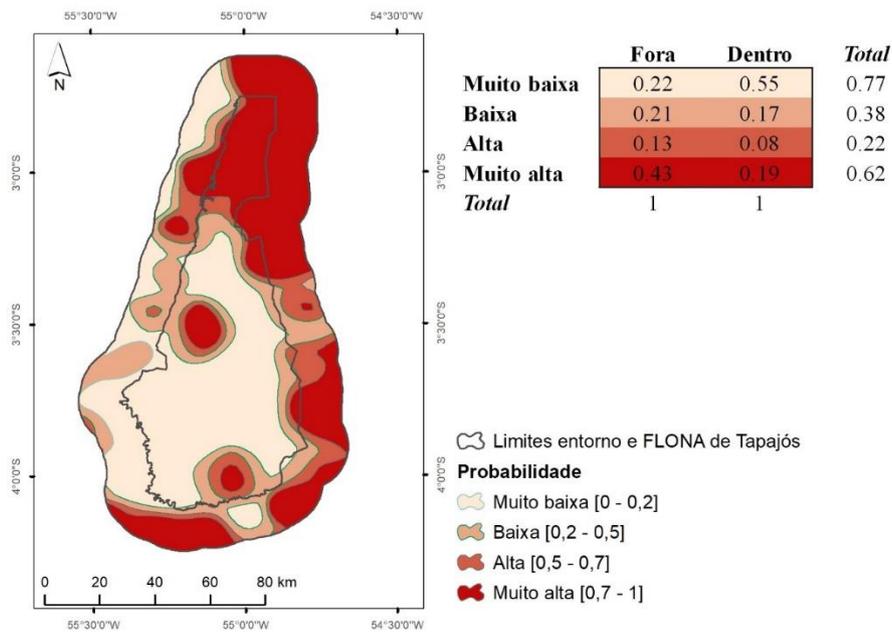


Figura 8. Mapa de probabilidade de ocorrência de ignição de fogo na FLONA Tapajós e entorno, com avaliação da interseção de classes de probabilidade com os limites da FLONA.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O papel das Unidades de Conservação na mitigação das mudanças climáticas está diretamente relacionado a sua capacidade de resistência às pressões antrópicas. Para isso, é necessário que sua gestão integre o modo de viver das comunidades tradicionais que vivem em seu interior, bem como as que residem em seu entorno, com ações coordenadas de educação e manejo sustentável dos recursos naturais. Neste contexto, métodos parcialmente simples e que não exijam um número elevado de amostras podem ser úteis como ferramentas de apoio a tomada de decisão por gestores de unidades de conservação. Mapas temáticos de probabilidade de ocorrência de ignição de fogo, como o gerado neste trabalho, podem servir como guia para o planejamento de ações por gestores. Considerando o recurso já escasso disponível para a gestão destas unidades, esse planejamento das ações pode refletir em uma maior eficiência na mitigação de impactos da degradação.

Os resultados apresentados neste trabalho mostraram que a metodologia adotada foi capaz de fornecer evidências de que a FLONA de Tapajós, para o período de 2003 a 2015, cumpriu com o seu papel de Unidade de Conservação de Uso Sustentável, diminuindo a ocorrência de ignição de fogo em seu interior em mais de 20% quando comparado com seu entorno.

REFERÊNCIAS

- [1] Asner, G. P.; Keller, M.; Lentini, M.; Merry, F.; and Souza, C., “Selective logging and its relation to deforestation,” in *Amazonia and Global Change*, 2009, pp. 25–42.
- [2] Aragao, L. E. O. . *et al.*, “Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia,” *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*, vol. 363, no. 1498, pp. 1779–1785, May 2008.
- [3] Morton, D. C.; Defries, R. S.; Randerson, J. T.; Giglio, L.; Schroeder, W.; and Van Der Werf, G. R., “Agricultural intensification increases deforestation fire activity in Amazonia,” *Glob. Chang. Biol.*, vol. 14, no. 10, pp. 2262–2275, Oct. 2008.
- [4] Aragão, L. E. O. C. *et al.*, “21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions,” *Nat. Commun.*, vol. 9, no. 1, pp. 1–12, 2018.
- [5] INPE, “Portal do Monitoramento de Queimadas e Incêndios,” São José dos Campos, 2017.
- [6] INPE, “Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Brasileira por Satélite (PRODES),” São José dos Campos, 2017.
- [7] Anderson, L. O. *et al.*, “Disentangling the contribution of multiple land covers to fire-mediated carbon emissions in Amazonia during the 2010 drought,” *Global Biogeochem. Cycles*, vol. 29, no. 10, pp. 1739–1753, Oct. 2015.
- [8] Barlow, J. *et al.*, “The critical importance of considering fire in REDD+ programs,” *Biol. Conserv.*, vol. 154, pp. 1–8, Oct. 2012.
- [9] Naeher, L. P. *et al.*, “Woodsmoke Health Effects: A Review,” *Inhal. Toxicol.*, vol. 19, no. 1, pp. 67–106, Jan. 2007.
- [10] Aragão, L. E. O. C. *et al.*, “Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests,” *Biol. Rev.*, vol. 89, no. 4, pp. 913–931, Nov. 2014.
- [11] Houghton, R. A.; Skole, D. L.; Nobre, C. A.; Hackler, J. L.; Lawrence, K. T.; and Chomentowski, W. H., “Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon,” *Nature*, vol. 403, no. 6767, pp. 301–304, Jan. 2000.
- [12] Nepstad, D. C. *et al.*, “Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire,” *Nature*, vol. 398, no. 6727, pp. 505–508, Apr. 1999.
- [13] Gatti, L. V *et al.*, “Drought sensitivity of Amazonian carbon balance revealed by atmospheric measurements,” *Nature*, vol. 506, no. 7486, pp. 76–80, Feb. 2014.
- [14] Malhi, Y.; Roberts, J. T.; Betts, R. A.; Killeen, T. J.; Li, W.; and Nobre, C. A., “Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon,” *Science (80-.)*, vol. 319, no. 5860, pp. 169–172, Jan. 2008.
- [15] Malhi, Y. *et al.*, “Exploring the likelihood and mechanism of a climate-change-induced dieback of the Amazon rainforest,” *Proc. Natl. Acad. Sci.*, vol. 106, no. 49, pp. 20610–20615, Dec. 2009.

- [16] Brasil, *Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada (iNDC) Para Consecução do Objetivo da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima*. 2016.
- [17] Brasil. Ministério da Ciência, Tecnologia, I. e C. – M., “3ª Comunicação Nacional Do Brasil à Convenção-Quadro Das Nações Unidas Sobre Mudança Do Clima,” 2016. [Online]. Available: sirene.mcti.gov.br/publicacoes. [Accessed: 16-Dec-2018].
- [18] MMA, “Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm): 3ª fase (2012-2015) pelo uso sustentável e conservação da Floresta.,” Brasília, 2013.
- [19] Soares-filho, B.; Moutinho, P.; Nepstad, D.; Anderson, A.; and Rodrigues, H., “Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation,” *PNAS*, vol. 107, no. 24, pp. 10821–10826, 2010.
- [20] Nepstad, D. *et al.*, “Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands,” *Conserv. Biol.*, vol. 20, no. 1, pp. 65–73, 2006.
- [21] Nepstad, D. *et al.*, “The End of Deforestation in the Brazilian Amazon,” *Science (80-.)*, vol. 326, no. 5958, pp. 1350–1351, 2009.
- [22] Nogueira, E. M.; Yanai, A. M.; de Vasconcelos, S. S.; de Alencastro Graça, P. M. L.; and Fearnside, P. M., “Brazil’s Amazonian protected areas as a bulwark against regional climate change,” *Reg. Environ. Chang.*, Oct. 2017.
- [23] Brasil, *Lei n° 9.985, de 18 de julho de 2000*. 2000.
- [24] MMA, “Plano de Manejo - Floresta Nacional de Tapajós,” Brasília, 2004.
- [25] Pourghasemi, H. R.; Pradhan, B.; Gokceoglu, C.; and Moezzi, D., “Landslide Susceptibility Mapping Using a Spatial Multi Criteria Evaluation Model at Haraz Watershed,” in *Terrigenous Mass Movements*, B. Pradhan and M. Buchroithner, Eds. Iran: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2012.
- [26] Andela, N. *et al.*, “The Global Fire Atlas of individual fire size, duration, speed, and direction,” 2018.
- [27] Giglio, L.; Boschetti, L.; Roy, D. P.; Humber, M. L.; and Justice, C. O., “The Collection 6 MODIS burned area mapping algorithm and product,” *Remote Sens. Environ.*, vol. 217, no. March, pp. 72–85, 2018.
- [28] Parisien, M.-A. and Moritz, M. A., “Environmental controls on the distribution of wildfire at multiple spatial scales,” *Ecol. Monogr.*, vol. 79, no. 1, pp. 127–154, 2009.
- [29] Baccini, A.; Walker, W.; Carvalho, L.; Farina, M.; Sulla-Menashe, D.; and Houghton, R. A., “Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss,” *Science (80-.)*, vol. 358, no. 6360, pp. 230–234, Oct. 2017.
- [30] Funk, C. *et al.*, “The climate hazards infrared precipitation with stations - A new environmental record for monitoring extremes,” *Sci. Data*, vol. 2, pp. 1–21, 2015.
- [31] MPOG, M. do P. O. e G.-, “Grade Estatística,” Rio de Janeiro, 2016.

- [32] Kelsall E., J. and Diggle J., P., “Spatial variation in risk of disease: a nonparametric binary regression approach,” *Appl. Stat.*, vol. 47, no. Part 4, pp. 559–573, 1998.
- [33] Sothe, C.; Gerbi Camargo, E. C.; Gerente, J.; Rennó, C. D.; and Vieira Monteiro, A. M., “Uso de Modelo Aditivo Generalizado para Análise Espacial da Suscetibilidade a Movimentos de Massa,” *Geogr. Dep. Univ. Sao Paulo*, vol. 34, p. 68, 2017.
- [34] Hastie, T. J. and Tibshirani, R. J., *Generalized Additive Models*, 1st ed. New York: Chapman and Hall, 1990.
- [35] Wand, M. P. and Jones, M. C., *Kernel Smoothing*. London: Chapman and Hall/CRC, 1994.
- [36] Moritz, M. A.; Morais, M. E.; Summerell, L. A.; Carlson, J. M.; and Doyle, J., “Wildfires, complexity, and highly optimized tolerance,” *Proc. Natl. Acad. Sci.*, vol. 102, no. 50, pp. 17912–17917, Dec. 2005.
- [37] Alencar, A. C.; Solórzano, L. A.; and Nepstad, D. C., “Modeling forest understory fires in an Eastern Amazonian landscape,” *Ecol. Appl.*, vol. 14, no. 4, pp. S139–S149, 2004.
- [38] Marengo, J. A.; Tomasella, J.; Alves, L. M.; Soares, W. R.; and Rodriguez, D. A., “The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region,” *Geophys. Res. Lett.*, vol. 38, no. 12, p. n/a-n/a, Jun. 2011.
- [39] Fonseca, M. G.; Aragão, L. E. O. C.; Lima, A.; Shimabukuro, Y. E.; Arai, E.; and Anderson, L. O., “Modelling fire probability in the Brazilian Amazon using the maximum entropy method,” *Int. J. Wildl. Fire*, vol. 25, no. 9, p. 955, 2016.
- [40] Ray, D.; Nepstad, D.; and Moutinho, P., “Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in an East-Central Amazon landscape,” *Ecol. Appl.*, vol. 15, no. 5, pp. 1664–1678, 2005.
- [41] Pourtaghi, Z. S.; Pourghasemi, H. R.; Aretano, R.; and Semeraro, T., “Investigation of general indicators influencing on forest fire and its susceptibility modeling using different data mining techniques,” *Ecol. Indic.*, vol. 64, pp. 72–84, May 2016.