The text that follows is a PREPRINT. O texto que segue é um PREPRINT.

Please cite as: Favor citar como:

Barni, P.E., R.I. Barbosa, A.O. Manzi & P.M. Fearnside. 2020. Desmatamento simulado versus dados de satélite em Roraima, norte da Amazônia. Sustentabilidade em Debate (no prelo).

ISSNe 2179-9067

Copyright: Universidade de Brasília

The original publication will be available at: A publicação original estará disponível em:

https://periodicos.unb.br/index.php/sust/index

DESMATAMENTO SIMULADO VERSUS DADOS DE SATELITE EM RORAIMA, NORTE DA AMAZÔNIA

SIMULATED DEFORESTATION VERSUS SATELLITE DATA IN RORAIMA, NORTHERN AMAZONIA

DSc. Paulo Eduardo Barni¹; DSc. Reinaldo Imbrozio Barbosa²; DSc. Antônio Ocimar Manzi³

¹Universidade Estadual de Roraima (UERR), Campus Rorainópolis, Av. Senador Helio Campos, s/n°, 69375-000 Rorainópolis, Roraima, Brazil (e-mail: paulo.eng.flor@uerr.edu.br)

²Roraima Office (NPRR), National Institute for Research in Amazonia (INPA), Rua Coronel Pinto 315 – Centro, Boa Vista, Roraima 69301-150, Brazil (e-mail: reinaldo@inpa.gov.br)

³Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), Rodovia Presidente Dutra, Km 39, 12630-000 Cachoeira Paulista, São Paulo, Brazil (aomanzi@gmail.com)

⁴National Institute for Research in Amazonia (INPA), Av. André Araújo, 2936, 69067-375, Manaus, Amazonas, Brazil (philip.fearnside@gmail.com)

^{*}Corresponding author

Resumo

Cenários de mudança de uso e cobertura da terra na Amazônia são necessários para subsidiar decisões que podem evitar a emissão de milhões de toneladas de CO_2 para a atmosfera. Portanto, é importante avaliar modelos que visam a geração de cenários futuros. O atual estudo avaliou cenários gerados para o período 2011-2017 em Roraima, norte da Amazônia. Comparou-se o desmatamento simulado com os dados de satélite do PRODES. O mapeamento compreendeu (*i*) uma Área de Uso Silvo-pastoril – AUS (excluindo terras indígenas, unidades de conservação e não-floresta) intersectada com (*ii*) uma grade de nove (9) células de 10.000 km² (100 × 100 km) para avaliações. O cenário de 2013 apresentou a maior similaridade (55,2%) com o mapa correspondente do PRODES. Apesar das divergências entre o desmatamento simulado nos cenários e o desmatamento oficial, no geral, as avaliações demonstraram a validade do modelo e a sua habilidade para gerar cenários que representam, de forma realística, o desmatamento ocorrido em Roraima no período analisado.

Palavras-chave: Mudança de uso da terra, Modelagem ambiental, Sensoriamento remoto, Amazônia.

Abstract

Scenarios for land-use and land-cover change in Amazonia are necessary to support decisions that could prevent the emission of millions of tons of CO_2 into the atmosphere. It is therefore important to evaluate models designed to generate future scenarios. The present study evaluated scenarios generated for the 2011-2017 period in Roraima state, in northern Amazonia. Simulated deforestation was compared to PRODES satellite data. The mapping comprised (*i*) a "silvopastoral use area" (excluding indigenous lands, conservation units and non-forest areas) intersected with (*ii*) a grid of nine (9) 10,000 km² (100 × 100 km) cells for evaluations. The 2013 scenario had the greatest similarity (55.2%) with the corresponding PRODES map. Despite divergences between simulated deforestation in the scenarios and PRODES deforestation, the evaluations generally demonstrated the model's validity and its ability to produce future scenarios that realistically represent the deforestation that occurred in Roraima state during the analyzed period.

Keywords: Land-use change, Environmental modeling, Remote sensing, Amazon.

1. INTRODUÇÃO

Abordagens considerando cenários futuros de mudança de uso e cobertura da terra na Amazônia são importantes ferramentas de análise regional no espaço e no tempo. Cenários futuros antecipam possíveis trajetórias do desmatamento e oferecem valiosos subsídios para tomadas de decisões que podem proteger a floresta e os serviços ambientais, evitando, por exemplo, que milhões de toneladas de CO₂ sejam lançadas para a atmosfera (FEARNSIDE 2008; IPCC 2013; LE CLEC`H et al. 2019; SIIKAMÄKI et al. 2019; SOARES-FILHO et al. 2010).

Uma previsão catastrófica gerada por um modelo de simulação pode mobilizar a sociedade organizada e os meios de comunicação para lutar contra um futuro possível e fazer com que ele efetivamente não aconteça (SOARES-FILHO et al. 2006). Pensando nesta lógica é impossível medir o quanto cenários catastróficos, tipo BAU (*Business As Usual*), contribuíram para a redução do desmatamento na Amazônia e a emissão de carbono para a atmosfera. Contudo, não se pode negar a importância dos cenários, apesar da sua natureza controversa e imprecisa, pois nada mais são do que uma simplificação rudimentar da realidade. Casos notáveis foram "*The Limits To Growth*" (MEADOWS et al. 1973) e o Relatório Brundtland (CMMAD 1988), que

impulsionaram as discussões sobre o meio ambiente no nível global (OLIVEIRA 2006, 2012) e influenciaram políticas de conservação em todo mundo.

Neste sentido, poucos trabalhos de modelagem ambiental repercutiram tanto quanto o de Soares-Filho et al. (2006) realizados em meados dos anos 2000 prevendo a destruição da floresta amazônica até 2050 (cenário BAU) causada pelo desmatamento. A importância desses cenários reside justamente em sua "não-efetividade". Ou seja, o fato de não se poder comparar com o que ocorreu na realidade pode ser o seu maior mérito.

Considerando o grande incêndio de Roraima no El Niño de 1997/98, evento de enorme repercussão nacional e internacional (BARBOSA e FEARNSIDE 1999; MARTINS et al. 2012; XAUD et al. 2013), como um cenário catastrófico, este motivou o início de discussões que culminou na criação de políticas públicas de prevenção e combate a incêndios no Estado (BARBOSA et al. 2003; FONSECA-MORELLO et al. 2017). A grande vantagem de se criar cenários simulados em computador, diferentemente do acontecimento real, é que eles podem ser manipulados quanto ao seu alcance espacial (e.g. área atingida), intensidade (e.g., mortalidade de árvores) e temporalidade (e.g. condicionados por eventos climáticos). Dessa forma também podem gerar políticas públicas que assegurem a conservação dos estoques de carbono florestal sem que haja a necessidade de se queimar ou danificar uma única árvore se quer da floresta.

No entanto, apesar da sua importância, são raros na literatura estudos que buscam demonstrar a validade ou efetividade de modelos de uso da terra comparando os resultados simulados com o fenômeno real, após ele ter acontecido. Este passo, geralmente, é utilizado para a calibração de modelos de simulação na fase de treinamento (e.g., ROSA et al. 2015). Neste caso, é aproveitado um breve intervalo de dados conhecidos em que se espera que o modelo reproduza os mesmos padrões baseados em pesos de evidência ou cadeia de Markov, por exemplo. Após as rodadas de treinamento / calibração do modelo o cenário simulado a ser validado é comparado com o cenário "real" ocorrido num período posterior àquele utilizado na calibração, assegurando-se a independência (SOARES FILHO et al. 2013).

Dessa forma, o estudo teve como objetivo avaliar cenários futuros de desmatamento para o Estado de Roraima, norte da Amazônia brasileira, entre 2011 a 2017. Com isso busca demonstrar sua eficiência em representar o desmatamento futuro através da comparação entre o desmatamento simulado pelo modelo com o efetivamente ocorrido na região. Neste caso foram utilizados os dados oficiais de desmatamento para o Estado de Roraima apresentado pelo Programa de monitoramento do Desmatamento da Amazônia – PRODES (INPE 2018). Como critérios de avaliação dos cenários na comparação foram utilizadas as seguintes variáveis: ocorrência anual do desmatamento (km², ha); frequência (n); tamanho do polígono (ha) e; similaridade (%) entre os mapas gerados.

Os cenários foram simulados entre 2011 e 2050 e modelados pelo *software* Dinamica-Ego 2.4.1 (<u>https://csr.ufmg.br/dinamica/</u>) considerando o cenário MT-GOV (BARNI et al. 2015a). Nesse cenário de governança foi presumido que o desmatamento fosse controlado no Estado somente a partir de 2020, de acordo com o compromisso assumido voluntariamente pelo Brasil na COP-15 da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (GONÇALVES et al. 2009). No período anterior (2011 a 2019) o desmatamento seguiria conforme as tendências observadas entre 2005 a 2010.

O Estado de Roraima pode ser considerado como a última grande fronteira agropecuária da Amazônia a ser explorada. Esta condição ainda permanece, provavelmente devido ao seu isolamento do restante da Amazônia brasileira (BARNI et al. 2015b). É esperado que a criação de novos municípios e PAs, a implementação de grandes obras de infraestrutura, como a reconstrução da BR-319 (Porto Velho-RO a Manaus-AM) e a implantação da hidrelétrica do Bem Querer (médio Rio Branco), num futuro próximo, possam atrair migrantes para a região e intensificar a ocupação desordenada do solo, além de aumentar as emissões de gases de efeito estufa para a atmosfera.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área estudada abrangeu todo o Estado de Roraima, excetuando-se Áreas Protegidas – AP, aqui definidas como a reunião de Terras Indígenas – TI e Unidades de Conservação – UC (nacionais e estaduais). Também foram excluídas as áreas de savana (localmente chamadas de lavrado) no nordeste do Estado e áreas de ecossistemas oligotróficos (localmente denominados como campinas) que são caracterizados por uma vegetação pouco densa sobre solos arenosos, pobres em nutrientes e sazonalmente alagados, localizadas no centro/sudoeste do Estado. A área restante, resultante das exclusões, chamada aqui de Área de Uso Silvo-pastoril – AUS (65.150,0 km²: BARNI et al. 2016), é uma faixa de terras abrangendo as rodovias federais BR-174 e BR-210, além da rodovia estadual RR-070. Todas essas estradas estão associadas a estradas secundárias e vicinais que oferecem acesso às fazendas e aos lotes rurais dos Projetos de Assentamento – PAs da região abrangida.

Para um melhor entendimento dos processos envolvidos na avaliação dos cenários, a AUS foi intersectada por uma grade de nove células aqui definidas como sub-áreas (SUB). Este conjunto de células somou 53.871,4 km² (82,7% da AUS), mas não se descartou qualquer evento de desmatamento ocorrido no período (Figura 1).



Figura 1. Área de estudo compreendendo a Área de Uso Silvo-pastoril (AUS) e a grade de nove células (sub-áreas).

Banco de dados

Os dados para o estudo foram obtidos de um recorte temporal abrangendo o intervalo entre 2011 e 2017 do desmatamento simulado em Roraima de 2011 a 2050, com 1 ha (100 × 100 m) de resolução espacial (BARNI et al. 2015a), para compará-lo com dados de desmatamento do Programa de Desmatamento – PRODES do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE (INPE 2018) considerando-se este como o desmatamento "real" ou oficial, ocorrido no Estado no período analisado. A Figura 2 apresenta um fluxograma simplificado para a execução da metodologia.

As extensões (km²) das classes de cobertura do solo até 2017, constantes da tabela de atributos do arquivo vetorial do PRODES (*Mainclass*) e que compõem a paisagem da AUS, foram tabuladas e estão disponibilizadas como material suplementar. A manipulação dos dados (mapas) foi realizada no *software* Quantum Gis 2.18.1 (<u>https://www.qgis.org/pt_BR/site/</u>) e no Dinamica-EGO.



Figura 2. Fluxograma dos métodos aplicados na avaliação sistemática dos cenários simulados e os dados do PRODES. AUS é o acrônimo para Área de Uso Silvo-pastoril.

Método

Para avaliação dos cenários, segundo os critérios estabelecidos, primeiro (1) o desmatamento simulado anualmente e o desmatamento anual do PRODES, ambos vetorizados, foram avaliados considerando apenas a AUS. Em seguida (2) a AUS foi intersectada por uma grade de nove (9) células medindo cada uma, originalmente, 10.000 km² (100 × 100 km). No entanto, ao se fazer o cruzamento entre as camadas vetoriais (*Intersect*: AUS × GRADE) todas as células, sem exceção, perderam parte de sua área original (Apêndice 1). Apenas por conveniência as células foram enumeradas em ordem crescente partindo-se do norte para o sul e da esquerda para a direita.

A estratégia de divisão da AUS em uma grade de 9 células ou sub-áreas é explicada devido ao modelo de simulação ter sido calibrado utilizando uma dessas células, escolhida aleatoriamente na fase de treinamento. Essa abordagem pode ser considerada uma alternativa independente em relação ao uso de critérios ecológicosclimáticos (BARNI et al. 2015c) ou de limites municipais (e.g., SOARES-FILHO et al. 2008) de Roraima para subdividir a área de estudo. A exemplo de Soares-Filho et al. (2013), que, avaliando métodos de calibração de modelos de uso da terra na Amazônia, utilizaram 12 subáreas, cada uma correspondendo a uma cena Landsat TM.

Análise de similaridade

Para esse procedimento, inicialmente, o mapa do PRODES de 2017, em formato *raster* e com 30 m de resolução espacial foi *i*. degradado para 100 m para ser compatível com a resolução dos cenários e *ii*. foi reclassificado para assumir as extensões da classe (1) desmatamento e (2) floresta, nos determinados anos da análise. Para fazer o mapa de 2011, por exemplo, as áreas desmatadas dos anos seguintes (2012 a 2017) tiveram que ser reclassificadas para o valor (2) floresta, haja vista que em 2011 essas áreas ainda não haviam sido desmatadas. As classes Não-floresta e Hidrografia foram reclassificadas como NoData; áreas de Nuvens foi reclassificada como floresta e Resíduos (indicando o ano) foram atribuídos à classe (1) no seu respectivo ano de desmatamento. Esse procedimento foi realizado para todos os anos posteriores a 2011.

Posteriormente, se avaliou a semelhança entre os mapas simulados nos cenários com os mapas anuais de desmatamento do PRODES reclassificados utilizando-se a técnica de comparação da similaridade recíproca, desenvolvida por

Soares-Filho et al. (2008), a partir de modificação do método da similaridade *fuzzy* (HAGEN, 2003). Esse método emprega múltiplas "janelas" de tamanhos crescentes de células sobre os mapas anuais simulados e os mapas anuais do PRODES em um submodelo do *software* DINAMICA-EGO. Para essa avaliação as janelas variaram a partir de uma matriz de 3x3 até 39x39 células (de 300 a 3.900 m). O método considera a célula central de cada janela e os estados das células de sua vizinhança como parâmetros de comparação entre os mapas. É importante destacar que a comparação é realizada apenas sobre o mapa de mudança, ou seja, do desmatamento anual, não se considerando o desmatamento acumulado na paisagem. Nesta abordagem um índice de similaridade entre os mapas igual ou superior a 50% é considerado razoável para a validação de um modelo de simulação. Portanto, foram utilizados os mesmos critérios de decisão para afirmar se os mapas simulados e "real" foram semelhantes ou não em determinados anos e locais. Essa abordagem, foi utilizada para avaliar tanto a similaridade entre os cenários anuais, considerando a AUS como um todo, como também a similaridade dentro de cada célula ou sub-área.

Análise estatística

A aplicação da análise estatística sobre os dados foi realizada no *software* R 3.1.1 (<u>https://www.r-project.org/</u>). As avaliações constituíram-se de análise de variância e teste "*t*", considerando os dados brutos obtidos do cruzamento dos mapas vetoriais com a AUS e a grade de células: "área desmatada" (km²: teste "t"), "área desmatada (ha)", "Frequência (n)" e "Tamanho do polígono (ha)" (não-paramétrico: *Kruskal Wallis*). A correlação de Pearson (*r*) foi aplicada para testar se os valores percentuais (%) obtidos do teste de similaridade reciproca em uma janela de 3.900 m em cada cenário de 2011 a 2017 e em cada célula da grade estão correlacionados com os valores das variáveis consideradas acima. Para fins de interpretação da análise dos resultados consideraram-se os seguintes parâmetros: valores entre 0,10 e 0,29 = pequena correlação; entre 0,30 e 0,49 = média correlação e; entre 0,50 e 1,00 = grande correlação (COHEN 1988).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Comparando o desmatamento simulado (total = 949,9 km²: anual = 135,7±28,7 km²) nos cenários com o desmatamento ocorrido no Estado e contabilizado pelo PRODES no período analisado (total = 1.144,0 km²: anual = 163,4±33,2 km²) observouse que não houve diferença significativa (t=2,1788; p=0,1474; α =0,05) entre as médias (Figura 3). As taxas de desmatamento real deste período foram 41,1% menores do que a média histórica (277,0 km²) computadas até 2010 no Estado (BARBOSA et al. 2008; BARNI et al. 2015c). Apesar da diminuição significativa nas taxas de desmatamento em Roraima, pós COP 15 (GONÇALVES et al. 2009), essa queda foi 20% menor do que a queda do desmatamento observado para a Amazônia como um todo no mesmo período (61,8%).

Isto pode estar relacionado com a dinâmica de desmatamento própria do Estado que, na média, parece estar desvinculada com a dinâmica de desmatamento do restante da Amazônia (e.g., RODRIGUES et al. 2009; FEARNSIDE 2017; FONSECA-MORELLO et al. 2017) e que isso não foi considerado pelo modelo. Por Exemplo, a falta de ligação por estradas com o restante do país e a baixa população rural do Estado, em torno de 23,4% no último censo (IBGE 2019), poderiam ser um fator positivo para taxas mais baixas de desmatamento, inclusive menor do que o verificado para a Amazônia como um todo, o que não é verificado na prática (p. ex., BARNI et al. 2012; 2015c).

Portanto, a menor taxa de desmatamento (~17,0%) verificada nos cenários em relação aos dados reais do PRODES no intervalo da análise deveu-se à presunção da diminuição das taxas de desmatamento / emissões de CO₂ no Estado condizentes ao proposto voluntariamente pelo Brasil na COP 15 em relação a toda a Amazônia brasileira (GONÇALVES et al. 2009; BARNI et al. 2015a).



Figura 3. Comparação entre dados de desmatamento simulado (Cenário) e "real" (PRODES).

Considerando-se o desmatamento anual dentro das 9 sub-áreas (abrangendo 82,7% da AUS: 65.150 km²), o desmatamento modelado (851,2 km²: média de 121,6±27,2 km²), representando 89,7% do desmatamento total simulado na AUS, também não se diferenciou do real (987,3 km²: média de 141,0±43,5 km², representando 86,3% do desmatamento contabilizado na AUS entre 2011 e 2017) t=2,2281; p=0,3402; α =0,05.

No entanto quando se considerou o desmatamento anual computado pelo modelo e pelo PRODES dentro de cada célula individualmente, observaram-se algumas divergências no total de área desmatada (ha) e na frequência (n). Por exemplo, houve diferença significativa (*Kruskal-Wallis*) entre as médias de área desmatada dentro das células SUB-A4 (Dif. entre postos =39,2857; p= 0,0441) e SUB-A8 (Dif. entre postos=39,8571; p= 0,0412), enquanto que a frequência de polígonos foi significativamente diferente apenas na célula SUB-A4 (p=0,0177) (Tabela 1; Figura 4).

Tabela 1. Área desmatada (ha) nos cenários pelo modelo (SUB-An-C) e computada pelo PRODES (SUB-An-P) dentro de cada célula ao longo do período da análise.

	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Total
SUB-A1-C	277,5	256,5	324,6	345,0	10,1	58,2	23,5	1.295,3
SUB-A1-P	540,9	307,1	314,2	586,6	756,4	444,5	529,8	3.479,5
SUB-A2-C	1.880,3	1.368,3	2.137,4	1.982,8	1.247,3	749,4	692,0	10.057,5
SUB-A2-P	142,0	928,8	2.842,0	2.064,3	1.522,8	3.588,3	588,1	11.676,3

SUB-A3-C	2.128,3	1.759,6	3.323,4	2.407,9	1.414,4	1.054,8	828,8	12.917,2
SUB-A3-P	1.894,7	1.537,9	3.821,9	5.198,5	1.814,2	4.887,6	1.675,9	20.830,6
SUB-A4-C	3.291,8	2.773,3	4.051,0	4.093,1	4.363,7	3.589,9	3.576,5	25.739,3 ^ª
SUB-A4-P	1.053,2	1.703,2	1.096,5	2.923,9	2947,9	2.365,9	909,8	13.000,4 ^b
SUB-A5-C	399,4	499,1	800,2	580,3	225,4	211,5	281,3	2.997,2
SUB-A5-P	357,3	95,3	139,8	145,9	963,9	558,2	586,1	2.846,5
SUB-A6-C	1.137,5	1.179,6	1.496,1	1.373,2	1.331,9	1.056,7	859,9	8.434,9
SUB-A6-P	1.622,3	1.782,9	1.222,8	2.299,2	1.446,7	3.319,1	1.641,5	13.334,5
SUB-A7-C	1.079,1	1.134,2	1.318,2	1.005,6	1.365,3	1.250,5	1.110,4	8.263,3
SUB-A7-P	1.812,1	1.164,6	805,7	1.991,0	1.470,6	2.214,7	1.182,5	10.641,2
SUB-A8-C	1.416,6	927,7	1.189,2	1.089,2	697,5	774,0	422,2	6.516,4 ^ª
SUB-A8-P	699,2	1.203,3	1.998,4	1.566,4	2.002,5	1.896,3	3.051,5	12.417,5 ^b
SUB-A9-C	1.222,2	1.105,9	1.894,4	1.469,6	1.378,2	1.165,0	660,3	8.895,6
SUB-A9-P	1.350,0	1.180,3	1.688,1	1.276,6	1.447,3	2.095,9	1.460,5	10.498,7
Total-A-C	12.832,6	11004,1	16534,5	14.346,6	12.033,8	9.910,0	8.454,9	85.116,6
Média-A-C	1.425,8	1222,7	1837,2	1.594,1	1.337,1	1.101,1	939,4	9.457,4
Total-A-P	9.471,7	9903,3	13929,3	18.052,4	14.372,1	21.370,6	11.625,7	98.725,1
Média-A-P	1.052,4	1100,4	1547,7	2.005,8	1.596,9	2.374,5	1.291,7	10.969,5

*As letras a e b sob valores em negrito na coluna "Total" destacam diferença significativa entre as médias consideradas no nível de 95% de confiança (*Kruskal-Wallis*: α =0,05).



Figura 4. Variação da área desmatada (ha) nos cenários pelo modelo (SUB-Ax-C) e computada pelo PRODES (SUB-Ax-P) dentro de cada célula ao longo do período da análise.

Essas inconsistências se explicam devido, provavelmente, ao grande desmatamento verificado nessas células, antes e durante o período da análise. Isto dificultou a "captura" da dinâmica de desmatamento pelo modelo, que ora desmatou "demais" (SUB-A4) e ora desmatou "de menos" (SUB-A8) do que computou o PRODES

e que representa o desmatamento "real" ocorrido. A célula SUB-A4, por exemplo, abrange parte dos municípios de Mucajaí, Iracema (margem direita do rio Branco, cortada pela BR-174), Cantá (margem esquerda e cortado pela RR-070) e Caracaraí (ambas as margens e cortado por ambas as rodovias), região historicamente com maior pressão ao desmatamento devido à proximidade com a capital Boa Vista (BARNI et al. 2015b) (Figura 5a).

Em 2009, por exemplo, o município de Mucajaí figurou na "lista negra" dos municípios que mais desmatavam na Amazônia (PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA 2007). Atualmente Mucajaí lidera o ranking de municípios com maior área absoluta desmatada no Estado (1.898,2 km²), seguido por Cantá (1.583,0 km²) e Rorainópolis (1.235,8 km²) (INPE 2019), este último, abrangido pela célula SUB-A8.

Considerando os municípios de Cantá e Caracaraí é esperado que haja maior crescimento nas taxas de desmatamento nos próximos anos devido ao asfaltamento da RR-070 (rodovia estadual cortando esses municípios de sul a norte a partir do km 500 da BR-174, em Novo Paraíso, Caracaraí). A obra está em fase de acabamento e é esperado que essa funcione como um "imã" na atração de imigrantes para a região (SOARES-FILHO et al. 2004; BARNI et al. 2018a).

Todas essas considerações sobre a célula SUB-A4 se tornam ainda mais preocupantes devido à fragilidade representada pelas florestas de ecótono (zona de contato entre floresta ombrófila e as savanas) que recobriam e recobrem essas áreas. Devido à proximidade com a savana (localmente chamado de "lavrado") essas florestas sofreram e sofrem constantemente com incêndios florestais de grandes proporções, principalmente em anos de El Niño (BARBOSA e FEARNSIDE, 1999; BARNI et al. 2015c; FONSECA et al., 2017).

Ao contrário do verificado na célula SUB-A4, SOARES-FILHO et al. (2013) relatam que os melhores desempenhos (acurácia) dos modelos em avaliação se verificaram justamente em fronteiras de desmatamento já consolidado. Corroborando com os resultados de SOARES-FILHO et al. (2013) os piores desempenhos se verificaram em fronteiras de desmatamento recentes e aquelas em fase de transição, com múltiplos atores e processos em desenvolvimento. Este é o caso verificado na célula SUB-A8. Esta subárea abrange grande parte do município de Rorainópolis e,

como mencionado acima, abriga uma grande área desmatada consolidada próximo à sua sede municipal. Mas, com fronteiras de desmatamento em diferentes estágios de consolidação. Variando de fronteira recém-implantada (2014-2015), em processo de transição (2008-2009) e consolidada (1985-2002) (BARNI et al. 2012, 2018a; MOURÃO 2011). Vale ressaltar que todos esses processos estão relacionados com a criação de Projetos de Assentamentos – PAs (YANAI et al. 2017) e com a invasão de terras públicas sem qualquer status de proteção (FEARNSIDE 2017).

Aqui o desmatamento vem sendo impulsionado, em grande parte, pela extração seletiva de madeira, que é legalizada a partir de autorização para o aproveitamento da madeira em projetos de "corte raso". Esses projetos são liberados ou licenciados pela Fundação Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – FEMARH a partir do pedido por escrito do proprietário da terra e da realização de um projeto de manejo (CONDÉ et al. 2019).

A vegetação que recobre a área é formada por floresta ombrófila densa, em sua ampla maioria (BARNI et al. 2016; NOGUEIRA et al. 2015). Este tipo de vegetação, devido à grande humidade do sub-bosque florestal, é mais resistente ao espalhamento do fogo. No entanto, no evento El Niño de 2015/16, cerca de 1.800 km² de florestas foram incendiados no Sul do Estado de Roraima (BARNI et al. 2018b). Suspeita-se que a extração seletiva de madeira, juntamente com o desmatamento e manejo de pastagens e roças, seja responsável por grande parte do espalhamento do fogo na região (e.g., BRANDO et al. 2014; FONSECA-MORELLO et al. 2017).



Figura 5. Em (**A**), localização da subárea quatro (SUB-A4) entre as subáreas três (SUB-A3) e cinco (SUB-A5); e em (**B**), a subárea oito (SUB-A8) à esquerda da subárea nove (SUB-A9). As linhas pretas representam os contornos das células da grade e as linhas amarelas representam as bordas dos municípios.

Considerando o tamanho médio de polígono simulado anualmente pelo modelo $(9,7\pm12,5 ha)$ e o polígono médio detectado pelo PRODES $(12,6\pm17,6 ha)$ dentro da grade (n=9), foi observada diferença significativa apenas na célula SUB-A6 (*p*<0,01) considerando este quesito. Nesta célula o tamanho do polígono médio simulado foi de 9,6±2,5 ha e o detectado pelo PRODES foi de 18,9±5,6 ha, praticamente duas (2) vezes maiores do que o polígono simulado. A célula SUB-A6 abrange uma área nova de assentamento (~700 km²) e em processo de abertura dos lotes (SOARES-FILHO et al. 2013) via projetos de corte raso para fins de extração seletiva de madeira (CONDÉ et al. 2019). Como a FEMARH libera até 20% da área do lote para ser derrubada, é

provável que esse fator tenha contribuído para ocorrência de polígonos maiores de desmatamento e pelo fato que foram detectados pelo sistema PRODES dentro da célula.

Este assentamento foi criado para atender demandas de empresários (madeireiros) e profissionais liberais (comerciantes) moradores da sede municipal de Rorainópolis com lotes de 500 a 1.000 ha (BARNI et al. 2018a: p. 168). De modo geral, o tamanho os lotes nos PAs na região sul de Roraima variam entre 50 a 100 ha e foram distribuídos para pessoas sem terra (BARNI et al. 2012; YANAI et al. 2017).

O tamanho de polígono desmatado pelo modelo e pelo PRODES, também foi avaliado considerando-se o ano de frequência dentro de cada célula (n=7). No caso foi observada diferença significativa (Dif. postos=66.778; p=0,0001) entre os polígonos de desmatamento apenas em 2017, ano em que se registrou um polígono médio de 6,5±2,4 ha para o desmatamento simulado e 14,7±5,6 ha para o polígono médio detectado pelo PRODES (Figura 6). Ou seja, duas vezes e um terço (2,3) maior que o simulado, corroborando com o desmatamento realizado em maiores polígonos devido à liberação de projetos de corte raso para extração seletiva de madeira no Estado (e.g., ROSA et al. 2012). No entanto, parte da explicação de ter maiores polígonos nos dados do PRODES do que nos dados simulados se deve ao fato que o PRODES só considera polígonos \geq 6,25 ha em área, enquanto a simulação considerou polígonos \geq 1 ha.





A Figura 7 exemplifica a situação comentada acima mostrando o desmatamento de 2017 numa área de PA recentemente aberto para atender demandas de

empresários de Rorainópolis (BARNI et al. 2018a). Notem que o tamanho dos polígonos de desmatamento detectados pelo sistema PRODES superam, em muito, a área dos polígonos simulados pelo modelo.



Figura 7. Comparação visual entre os polígonos de desmatamento simulado e observado no ano de 2017 em uma parte da célula SUB-A6 que apresenta abertura recente de um PA.

Avaliação da similaridade na AUS

Os resultados dos testes de similaridade (%) entre os cenários anuais de desmatamento e os dados do PRODES considerando a AUS registrou a média geral de 46,4 % em uma janela de 3.900 m (39 x 39 células). O cenário anual que apresentou maior similaridade com os dados do PRODES foi o do ano de 2013 com 55,2% e o menor foi o do ano de 2017, apresentando 24,0% de similaridade em uma janela de 3.900 m (Figura 8).

O resultado do ano de 2017 influenciou positivamente a média de similaridade dos cenários para baixo do valor limite de 50,0%, juntamente com os anos de 2012 (42,3%), 2016 (48,0%) e 2015 (49,0%). Enquanto que os anos de 2013, 2011 (54,5%) e 2014 (52,0%) registraram valores acima desse valor. Com exceção do ano de 2012 e

a inversão observada entre os valores de 2013 e 2011, os resultados corroboram com os dados de Rosa et al. (2015). Estudando a resposta da calibração / validação (acurácia das predições) de modelos de mudança de uso da terra em função da escolha do período de tempo utilizado nessa fase, estes autores observaram que quanto mais próximo ou menor o intervalo utilizado para a calibração / validação dos modelos melhor era a sua performance. Ou seja, quanto maior o intervalo utilizado menor era a acurácia dos modelos em predizer o desmatamento futuro.

Embora o teste de comparação da similaridade reciproca em nosso estudo fossem truncados em uma janela de 39 x 39 células, contrastando com a janela de 19 x 19 células utilizada nos experimentos de Soares-Filho et al. (2013), pode-se considerar que os nossos resultados foram semelhantes aos alcançados por eles. Isto se deve quando consideramos a resolução espacial utilizada pelos dois estudos. No estudo de Soares-Filho et al. (2013) foi utilizada a resolução espacial de 250 m, ou duas vezes e meia (2,5) menor que a utilizada em nosso estudo. Essa resolução espacial gerou uma janela de 4.750 m e foi 21,8% maior que aquela do nosso estudo.

Porém, um fator que deve ser considerado e que não permite comparações válidas de similaridade entre os modelos é o fato de que os resultados de Soares-Filho et al. (2013) foram calcados na comparação de cenários simulados em apenas três iterações na fase de treinamento ou calibração / validação (e.g., ROSA et al. 2015). Enquanto que os cenários avaliados em nosso estudo foram apanhados dos resultados da simulação em si, passado a fase de calibração / validação. Ou seja, o cenário de 2017, por exemplo, estava "longe" do ano de 2010, ano que foi utilizado na calibração do nosso modelo (ROSA et al. 2015).



Figura 8. Teste de similaridade entre os cenários (AUS) e os dados do PRODES.

Os valores de similaridade (%) alcançados por cada cenário anual, dentro de cada célula ou subárea e em uma janela de 3.900, estão apresentados na Tabela 2. A média geral da similaridade alcançada, neste caso, foi de 48,9%. A menor similaridade registrada foi de 4,0% dentro da área da célula SUB-A1, no ano de 2017 e a maior, de 91,9%, foi registrada na célula SUB-A5, no ano de 2014. A SUB-A1, intersectando os cenários anuais, apresentou a maior variabilidade (D.Pad=26,7%), seguida da SUB-A5 (D.Pad=26,3%), sendo que a menor variabilidade foi apresentada pela célula SUB-A7, com D.Pad=7,1%. A variabilidade média registrada foi de 16,1% (Tabela 2; Figura 9).

Tabela 2. Valores de similaridade (%) alcançada por cada cenário dentro da célula e numa janela de 3.900 m. D.Pad é o desvio padrão da amostra (%).

Área/Ano	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Média	D.Pad
SUB-A1	44,3	37,1	68,2	47,0	25,0	85,0	4,0	44,4	26,7
SUB-A2	68,9	39,4	60,0	67,9	57,8	41,9	14,3	50,0	19,5
SUB-A3	41,3	44,5	61,4	61,1	33,8	56,3	17,9	45,2	16,0
SUB-A4	63,8	54,2	56,0	49,0	44,0	46,6	23,8	48,2	12,6
SUB-A5	47,5	6,0	52,9	91,9	48,9	41,2	26,5	45,0	26,3
SUB-A6	48,4	31,0	47,4	48,6	64,5	53,7	43,8	48,2	10,1
SUB-A7	70,1	58,2	51,3	51,9	54,1	55,3	48,2	55,6	7,1
SUB-A8	68,3	25,2	37,3	54,5	66,9	68,9	57,3	54,1	16,9
SUB-A9	44,4	53,4	54,9	45,1	45,0	65,2	36,5	49,2	9,4
Média	55,2	38,8	54,4	57,4	48,9	57,1	30,3	48,9	16,1
D. Pad	12,2	16,5	8,9	14,8	13,7	14,1	17,4	-	14,0



Figura 9. Comportamento da similaridade dentro da célula intersectando os cenários anuais.

Quando invertida a matriz de dados (Tabela 2) o cenário de 2017 apresenta a maior variabilidade (D.Pad=17,4%) seguido pelo cenário de 2012 (D.Pad=16,5%). O desvio médio registrado foi de 14,0% considerando todos os cenários (Figura 10).

Na Figura 10 pode-se notar que o cenário de 2017 aumenta a similaridade partindo-se do sentido norte (SUB-A1) para o sul (SUB-A8). O comportamento inverso pode ser notado no cenário de 2013 em que a similaridade diminui considerando o mesmo sentido de crescimento do cenário de 2017.



Figura 10. Comportamento da similaridade dos cenários anuais intersectando as células.

Análise de correlação

A análise de correlação foi empregada para testar se a área desmatada (ha), a frequência de polígonos (n) e o tamanho do polígono médio (ha) desmatado dentro da área de cada célula influenciaram na similaridade registrada em cada cenário dentro das células (Tabela 3). Os resultados indicam que a frequência ou número de polígonos fornecidos pela simulação dos cenários e também proveniente dos dados do PRODES, incidentes nas células, contribuiu mais fortemente para a similaridade do que as outras variáveis. Mesmo assim a variável "área desmatada", por exemplo, apresentou forte correlação com a similaridade dentro das células SUB-A1, SUB-A2, SUB-A3 e SUB-A9.

A maior parte dos resultados mostrou forte correlação positiva das variáveis com a similaridade observada nas células. No entanto cinco (5) casos de forte correlação negativa foram observados considerando as variáveis "frequência" (2 casos: SUB-A1 e SUB-A4) e a variável "tamanho de polígono", com mais três (3) casos: células SUB-A6, SUB-A8 e SUB-A9.

Considerando a variável "frequência", a forte correlação inversa observada na célula SUB-A4 se explica, provavelmente, pela grande número de polígonos (n=435) gerados pelo modelo de simulação em comparação com a baixa frequência de polígonos (n=213) detectados pelo PRODES. O mesmo ocorrendo com a célula SUB-A1, mas invertendo a ocorrência em relação à célula SUB-A4, sendo a frequência de detecção do PRODES (n=346) maior do que a frequência gerada pelo modelo (n=137). Portanto, nestes dois casos, os resultados indicam que a frequência de polígonos influenciou de forma negativa a similaridade entre os mapas simulados e os mapas do desmatamento real ocorrido.

Considerando a variável "tamanho de polígono", os maiores tamanhos médios dos polígonos de desmatamento detectados pelo PRODES em 2014 (14,3 ha) e 2017 (14,7 ha) contra menores tamanhos médios de polígonos simulados nos cenários (11,6 ha e 6,5 ha para 2014 e 2017, respectivamente) podem ter influenciado inversamente o comportamento da similaridade nas células. Nesse caso observou-se que o maior tamanho dos polígonos detectados pelo sistema PRODES nesses anos implicou em menor similaridade entre os cenários simulados e os dados reais dentro das células SUB-A6, SUB-A8 e SUB-A9.

SUB-ÁREAS	Área desm	atada (ha)	Frequê	ncia (n)	Polígono (ha)		
	CENÁRIO	PRODES	CENÁRIO	PRODES	CENÁRIO	PRODES	
SUB-A1-SIM	0,5557	-0,3283	0,5355	-0,6315	0,5561	0,2266	
SUB-A2-SIM	0,8002	0,1076	0,8370	0,6227	0,6498	0,0997	
SUB-A3-SIM	0,7072	0,7236	0,8472	0,8050	0,4930	-0,4451	
SUB-A4-SIM	-0,1546	0,1914	-0,6379	0,0856	0,6478	0,0564	
SUB-A5-SIM	0,0239	0,2991	0,1753	0,3246	-0,1897	-0,3319	
SUB-A6-SIM	0,2087	0,0556	0,6702	0,5431	-0,3644	-0,8640	
SUB-A7-SIM	-0,1998	0,3601	-0,4276	0,2472	0,4250	0,2358	
SUB-A8-SIM	-0,1801	0,0703	0,7512	0,6253	-0,4817	-0,7318	
SUB-A9-SIM	0,5008	0,5637	0,2839	0,7619	0,3257	-0,8020	

Tabela 3. Resultado da análise de correlação aplicado entre os valores de similaridade (%) contra os valores da variável "área desmatada" (ha), "frequência" (n) e "tamanho do polígono" (ha).

*Valores em negrito destacam grande correlação (r > 0,4900) entre as variáveis analisadas.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As lições aprendidas com a abordagem aplicada ao estudo sugerem que o comportamento do desmatamento não é linear e que pode mudar em função do tempo (de um ano para outro) e no espaço (de um local para outro). Isto corrobora com a ideia de que a construção de estradas, criação de PAs, desmatamento prévio acumulado próximo das estradas, a proximidade de centro urbanos consumidores (SOARES-FILHO et al. 2004; BARNI et al. 2015b; ROSA et al. 2015) e a aplicação de políticas públicas, como a legalização da extração seletiva de madeira através de projetos de corte raso, por exemplo, favoreceram a ocorrência de desmatamento em diferentes partes da área de estudo no período.

O problema da divergência entre os resultados do desmatamento simulado e o desmatamento real ou oficial ocorrido dentro de algumas células da área de estudo, evidenciadas nos testes de similaridade, não compromete a validade da análise de cenários. Essas divergências são difíceis de prever e, muitas vezes, podem estar relacionadas com a origem e a cultura dos proprietários que baseiam sua decisão de desmatar ou não uma área de floresta observando o comportamento do mercado (RODRIGUES et al. 2009; FEARNSIDE 2017).

Considerando essas questões, a probabilidade de se desmatar em nossa área de estudo foi ampliada pela criação de PAs para grandes proprietários e por invasões

de terras públicas (áreas da União sem destinação). A criação de PAs para grandes proprietários e grilagens de terras, por exemplo, destinaram milhares de ha de florestas intocadas para o mercado da extração seletiva de madeira e depois para o mercado da carne, terminando, finalmente, como áreas de especulação no mercado imobiliário (FEARNSIDE 2017). Esse processo pode demorar vários anos até haver a estabilização da área desmatada acumulada nas propriedades que, por lei, podem chegar, no máximo, a 20% da área do lote. Durante esse tempo a área se transforma em uma zona "produtora" de desmatamento. O processo pode ser acelerado com a chegada de madeireiros que abrem estradas para os proprietários rurais em troca da retirada da madeira dos lotes.

Apesar das divergências apontadas acima entre o desmatamento simulado nos cenários e o desmatamento oficial do PRODES, no geral, as avaliações demonstraram a validade e a habilidade dos cenários futuros em representar, de forma realística, o desmatamento ocorrido na área de estudo considerando o recorte temporal de 2011 a 2017. A análise de correlação ofereceu excelentes subsídios para a fase de calibração de modelos de simulação. Priorizar a frequência (n) e a área média do polígono (ha) de desmatamento durante a fase de calibração do modelo de simulação, pode melhorar substancialmente a sua performance na modelagem.

5. Agradecimentos

Agradecemos aos revisores do manuscrito e à Universidade Estadual de Roraima – UERR, ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA e ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, pelo apoio institucional oferecido aos autores.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARBOSA, R.I.; FEARNSIDE, P.M. Incêndios na Amazônia: estimativa da emissão de gases de e feito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de R oraima na passagem do evento —El-Niño (1997/1998). Acta Amazonica, v. 29, p. 513-534. 1999. doi:10.1590/1809-43921999294534

BARBOSA, R.I.; XAUD, M.R.; SILVA, G.N.F.; CATTÂNEO, A.C. Forest Fires in *Roraima, Brazilian Amazonia*. International Forest Fire News (IFFN), No. 28, p. 51-56. 2003.

BARBOSA, R.I.; PINTO, F.S.; SOUZA, C.C. *Desmatamento em Roraima: Dados históricos e distribuição espaço-temporal*. Relatório Técnico. Ministério da Ciência e Tecnologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia-INPA, Núcleo de Pesquisas de Roraima. 10 p. 2008.

BARNI, P.E.; FEARNSIDE, P.M.; GRAÇA, P.M.L.A. *Desmatamento no Sul do Estado de Roraima: padrões de di stribuição em função de Projetos de Assentamento do INCRA e da di stância das principais rodovias (BR-174 e BR-210)*. Acta Amazonica, v. 42, n. 2, p. 183-192. 2012.

BARNI, P.E.; BARBOSA, R.I.; MANZI, A.O. *Estimativa de emissão de gases de efeito estufa em Roraima (2011 a 2050): o e feito da r econstrução da B R-319 nas fitofisionomias florestais*. XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, João Pessoa-Brasil, p. 7327-7334. 2015a. http://www.dsr.inpe.br/sbsr2015/files/p1635.pdf.

BARNI, P.E.; FEARNSIDE, P.M.; GRAÇA, P.M.L.A. Simulating deforestation and carbon loss in Amazonia: impacts in Brazil's Roraima state from reconstructing Highway *BR-319 (Manaus-Porto Velho)*. Environmental Management, v. 55, n. 2, p. 259-278. 2015b. doi:10.1007/s00267-014-0408-6.

BARNI, P.E.; PEREIRA, V.B.; MANZI, A.O.; BARBOSA, R.I. *Deforestation and forest fires in Roraima and t heir relationship with phytoclimatic regions in the Northern Brazilian Amazon*. Environmental Management, v. 55, n. 5, p. 1124-1138. 2015c.

BARNI, P.E.; A.O. MANZI; T.M. CONDÉ; R.I. BARBOSA & P.M. FEARNSIDE. Spatial distribution of forest biomass in Brazil's state of Roraima, northern Amazonia. Forest Ecology and Management, v. 377, p. 170–181. 2016.

BARNI, P.E.; FEARNSIDE, P.M.; GRAÇA, P.M.L.A. Simulando desmatamento e perda de carbono na Amazônia: impactos no Estado de Roraima devido à reconstrução da

BR-319 (Manaus-Porto Velho). In: OLIVEIRA, S.K.S.; FALCÃO, M.T. Roraima: biodiversidade e diversidades. Boa Vista: editora da UERR, 2018a. p. 154-168.

BARNI, P.E.; SILVA, E.B.R.; SILVA, F.C.F. *Incêndios florestais de sub-bosque na zona de florestas úmidas do sul de Roraima: área atingida e biomassa morta*. In: ANAIS DO SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2017. Anais eletrônicos... Campinas, GALOÁ, 2018b. p. 6280-6287. Disponível em: https://proceedings.science/sbsr/papers/incendios-florestais-de-sub-bosque-na-zona-de-florestas-umidas-do-sul-de-roraima--area-atingida-e-biomassa-morta. Acesso em: 30 mar. 2019.

BRANDO, P.M.; BALCH, J.K.; NEPSTAD, D.C.; MORTON, D.C.; PUTZ, F.E.; COE, M.T.; SILVÉRIO, D.; MACEDO, M.N.; DAVIDSON, E.A.; NÓBREGA, C.C.; ALENCAR, A.; SOARES-FILHO, B.S. *Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought– fire interactions*. Proceedings of the National Academy of Sciences USA, v. 111, n. 17, p. 6347-6352. 2014. http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1305499111.

CMMAD (Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento). *Nosso Futuro Comum (Relatório Brundtland)*. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 1988.

COHEN, J. *Statistical power analysis for the behavioral sciences*. Hillsdale, NJ, EUA: Erlbaum. 1988. Disponível em: <www.utstat.toronto.edu/~brunner/oldclass/378f16 /readings/Cohen Power.pdf>. Acesso em: 16 fev de 2019.

CONDÉ, T.M.; HIGUCHI, N.; LIMA, A.J.N. *ILegal Selective Logging and Forest Fires in the Northern Brazilian Amazon*. Forests, 10(1), 61. 2019. doi:10.3390/f10010061.

FEARNSIDE, P.M. *Amazon forest maintenance as a source of environmental services*. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 80, p. 101-114. 2008.

FEARNSIDE, P.M. *Deforestation of the Brazilian Amazon*. In: H. SHUGART (ed.) Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science. Oxford University Press, New York, USA. 2017. doi:10.1093/acrefore/9780199389414.013.102.

FONSECA-MORELLO, T.; RAMOS, R.; STEIL, L.; PARRY, L.; BARLOW, J.; MARKUSSON, N.; FERREIRA, A. Queimadas e incêndios florestais na Amazônia

brasileira: porque as políticas públicas têm efeito limitado? Ambiente & Sociedade, v. XX, n. 4 n p. 19-40. 2017.

FONSECA, M.G.; ANDERSON, L.O.; ARAI, E.; SHIMABUKURO, Y.E.; XAUD, H.A.M.; XAUD, M.R.; MADANI, N.; WAGNER, F.H.; ARAGÃO, L.E.O.C. *Climatic and anthropogenic drivers of northern Amazon fires during the 2015-2016 El Niño event*. Ecological Applications, v. 27, n. 8, p. 2514-2527. 2017. doi: 10.1002/eap.1628.

GONÇALVES, M.A.; PIRES, M.O.; SCHOLL, J.; VELOSO, W.; FEITOSA, C.; OZORIO, P.; HERNÁNDEZ, M. THE BRAZILIAN REDD STRATEGY: How the country has achieved major deforestation reduction in the Amazon. 15th Conference of the Parties to the United Nations Framework Convention on Climate Change. Copenhagen, December 2009. 2009. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/182/_arquivos/reddcop15_ ingles_182.pdf>. Acessado em: 12 de mar de 2019.

HAGEN, A. *Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps*. International Journal Geographical Information Science, v. 17, p. 235-249. 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Rio de Janeiro, RJ. 2019. Disponível em: https://noticias.uol.com.br/censo-2010/populacao/rr. Acesso em 17/02/2019.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. Projeto PRODES – Monitoramento da Floresta Amazônica por Satélite. São José dos Campos, São Paulo, Brasil. 2018. Disponível em: www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/ amazonia/prodes>. Acesso em 10 de dez de 2018.

IPCC. Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 2013.

LE CLEC'H, S.; DUFOUR, S.; BUCHELI, J.; GRIMALDI, M.; HUBER, R.; MIRANDA, I.S.; MITJA, D.; COSTA, L.G.S.; OSZWALD, J. Uncertainty in ecosystem services maps: the case of carbon stocks in the Brazilian Amazon forest using regression analysis. One Ecosystem 4: e28720. 2019. doi: 10.3897/oneeco.4.e28720.

MARTINS, F.S.R.V.; XAUD, H.A.M.; SANTOS, J.R. DOS; GALVÃO, L.S. *Effects of fire on aboveground forest biomass in the northern Brazilian Amazon*. Journal of Tropical Ecology, v. 28, p. 591-601. 2012.

MEADOWS, D.H.; MEADOWS, D.L.; RANDERS, J.; BEHRENS III, W.W. Limites do Crescimento: Um relatório para o projeto do Clube de Roma sobre o di lema da humanidade. São Paulo: Editora Perspectiva, 1973.

MOURÃO, G.M.N. *El sureste de Roraima: de un marco natural muy contrastado a unos grandes asentamientos rurales*. Revista Geográfica de América Central, Número Especial EGAL, p. 1-15. 2011. Disponível em: http://www.revistas.una.ac.cr /index.php/geografica/article/viewFile/2412/2308>. Acesso em: 23 jan. 2018.

NOGUEIRA, E.M.; YANAI, A.M.; FONSECA, F.O.R.; FEARNSIDE, P.M. *Carbon stock loss from deforestation through 2013 in Brazilian Amazonia*. Global Change Biology, 21, p. 1271–1292. 2015. doi: 10.1111/gcb.12798.

OLIVEIRA, L.D. A Construção do Desenvolvimento Sustentável na Cidade de Volta Redonda: Um Estudo sobre Reestruturação do Território e I deologia. 2006. 204 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Rio de Janeiro, 2006.

OLIVEIRA, L.D. Os "Limites do C rescimento" 40 anos Depois: Das "Profecias do Apocalipse Ambiental" ao "Futuro Comum Ecologicamente Sustentável". Revista Continentes (UFRRJ), v. 1, n. 1, 2012. Disponível em: <www.tiagomarino. com/continentes/index.php/continentes/article/download/8/7/>. Acesso em: 01 mar 2019.

PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. DECRETO Nº 6.321, DE 21 DE DEZEMBRO DE 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Decreto/D6321.htm>. Acesso em: 07/02/2019.

RODRIGUES, A.S.L.; EWERS, R.M.; PARRY, L.; SOUZA JR., C.; VERÍSSIMO, A.; BALMFORD, A. *Boom-and-bust development patterns across the Amazon deforestation frontier*. Science, v. 324, n. 1435–1437. 2009.

ROSA, I.M.D.; PURVES, D.; CARREIRAS, J.M.B.; EWERS, R.M. *Modelling land cover change in the Brazilian Amazon: Temporal changes in drivers and calibration issues.* Regional Environmental Change, v. 15, n. 123–137. 2015.

ROSA, I.M.D.; SOUZA, C.; EWERS, R.M. *Changes in size of deforested patches in the Brazilian Amazon*. Conservation Biology, v. 26, n. 932–937. 2012. doi:10.1111/j.1523-1739.2012.01901.x.

SIIKAMÄKI, J.V.; KRUPNICK, A.; STRAND, J.; VINCENT, J.R. *International Willingness to Pay for the Protection of the Amazon Rainforest*. World Bank Document, 2019. 29 p. Disponível em: http://documents.worldbank.org/curated/en/33471155233303292/ pdf/WPS8775.pdf>. Acesso em: 19 de mar de 2019.

SOARES-FILHO, B.; ALENCAR, A.; NEPSTAD, D.; CERQUEIRA, G.; DIAZ, M. DEL C.V.D.; RIVERO, S.; SOLORZANOS, L. & VOLL, E. Simulating the response of landcover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém–Cuiabá corridor. Global Change Biology, v. 10, n. único, p. 745-764. 2004.

SOARES-FILHO, B.S.; NEPSTAD, D.C.; CURRAN, L.; CERQUEIRA, G.C.; GARCIA, R.A.; RAMOS, C.A.; VOLL, E.; MCDONALD, A.; LEFEBVRE, P. & SCHLESINGER, P. *Modelling conservation in the Amazon basin*. Nature, v. 440, n. 23, p. 520-523. 2006.

SOARES-FILHO, B.S., GARCIA, R.A., RODRIGUES, H., MORO, S., NEPSTAD, D. Nexos entre as dimensões socioeconômicas e o desmatamento: A caminho de um

modelo integrado. In: Batistella, M., Alves, D., Moran, E. (Org.). Amazônia. Natureza e Sociedade em Transformação. São Paulo, v. 1. 2008.

SOARES-FILHO, B.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D.; ANDERSON, A.; RODRIGUES, H.; GARCIA, R.; et al. *Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation*. Proceedings of the National Academy of Sciences USA, v. 107, p. 10821–10826. 2010.

SOARES-FILHO, B.S.; RODRIGUES, H.O.; FOLLADOR, M. *A hybrid analyticalheuristic method for calibrating land-use change models*. Environmental Modelling Software, v. 43, p. 80–87. 2013.

XAUD, H.A.M.; MARTINS, F.S.R.V.; DOS SANTOS, J.R. *Tropical forest degradation by mega-fires in the northern Brazilian Amazon.* Forest Ecology and Management, v. 294, p. 97–106. 2013.

YANAI, A.M.; NOGUEIRA, E.M.; GRAÇA, P.M.L.A.; FEARNSIDE, P.M. *Deforestation and carbon-stock loss in Brazil's Amazonian settlements*. Environmental Management, v. 59, n. 3, p. 393-409. 2017. doi: 10.1007/s00267-016-0783-2.

Supplementary material

SIMULATED DEFORESTATION VERSUS SATELLITE DATA IN RORAIMA, NORTHERN AMAZONIA

-	SUB-A1	SUB-A2	SUB-A3	SUB-A4	SUB-A5	SUB-A6	SUB-A7	SUB-A8	SUB-A9	Total	%
Original area	4,502.7	6,026.6	5,990.0	9,086.0	2,436.6	7,782.7	5,644.0	7,925.8	4,477.1	53,871.4	100.0
%	45.0	60.3	59.9	90.9	24.4	77.8	56.4	79.3	44.8	-	-
Forest	3,589.7	3,419.7	2,904.1	3,956.6	1,304.5	4,311.0	3,692.0	3,744.7	2,752.4	29,674.7	55.1
%	79.7	56.7	48.5	43.5	53.5	55.4	65.4	47.2	61.5	-	-
Water	0.0	34.3	1.9	137.3	0.0	27.6	0.0	19.4	9.3	229.7	0.4
%	0.0	0.6	0.0	1.5	0.0	0.4	0.0	0.2	0.2	-	-
Non-forest	262.8	206.8	93.6	385.0	821.1	2,178.9	681.5	3,009.7	0.0	7,639.4	14.2
%	5.8	3.4	1.6	4.2	33.7	28.0	12.1	38.0	0.0	-	-
Deforestation	171.9	1,050.6	1,428.9	2,526.5	222.4	942.8	1,032.9	782.4	1,244.7	9,403.2	17.5
%	3.8	17.4	23.9	27.8	9.1	12.1	18.3	9.9	27.8	-	-
Cloud	422.4	1,297.0	1,543.4	2,060.7	80.8	310.4	232.7	360.3	457.4	6,765.1	12.6
%	9.4	21.5	25.8	22.7	3.3	4.0	4.1	4.5	10.2	-	-
Residual	3.3	18.2	17.9	19.9	3.0	12.0	4.8	9.3	13.3	101.8	0.2
%	0.1	0.3	0.3	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1	0.3	-	-
Total in											
vectorized	4,450.1	6,026.6	5,989.9	9,086.0	2,431.8	7,782.6	5,644.0	7,925.7	4,477.1	53,813.8	99.9
dataset	50 5			• •	4.0	• •					• •
Difference*	52,5	0,1	0,0	0,0	4,8	0,0	0,1	0,0	0,0	57,6	0,1

Appendix 1. Sub-areas in the SAU grid with areas (km²) for each PRODES land-cover class (*Mainclass*) up to 2017.

* Area lost in crossing the vector layers (Intersection of the SAU with the grid)