

A CONTRIBUIÇÃO DAS ESTRADAS E O PADRÃO DE DESFLORESTAMENTO E DEGRADAÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL NO SUDOESTE PARAENSE

*The contribution of Roads and the Pattern of Deforestation and Degradation in
Southwest of Para's State*

**Arlesson Antonio de Almeida Souza¹, Altem Nascimento Pontes¹,
Marcos Adami² & Igor da Silva Narvaes²**

¹Universidade Estadual do Pará – UEPA
Centro de Ciências naturais e tecnologias – CCNT
Rua Santa Maria, 38 - CEP 67013- 680, Ananindeua – PA, Brasil
arlessonantonio@gmail.com, altempontes@hotmail.com

²Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE
Centro Regional da Amazônia
Av. Perimetral, 2651- CEP 66077-830, Belém - PA, Brasil
marcos.adami@inpe.br, igor.narvaes@inpe.br

Recebido em 16 de Junho, 2017/ Aceito em 14 de Dezembro, 2017
Received on June 16, 2017/ Accepted on December 14, 2017

RESUMO

Na história recente de ocupação da Amazônia, as estradas sempre tiveram papel estratégico para impulsionar a perda da cobertura florestal. No entanto, atualmente, a derrubada da floresta ocorre em áreas inferiores a 0,25 km². Como forma de mapear este padrão de alteração da cobertura florestal, o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) criou o sistema DETER-B (Sistema de Detecção de Desmatamento e Alterações na Cobertura Florestal em Tempo Quase Real), que utiliza as imagens do Satélite Sino-Brasileiro de Recursos Terrestres (CBERS-4) e o sensor AWiFS, do satélite *Indian Remote Sensing Satellite* (IRS), com resolução espacial de 64 m e 56 m, respectivamente. Esse sistema mapeia desflorestamento e demais alterações na cobertura florestal a partir de áreas de 0,03 km². Nesse sentido, o trabalho objetivou analisar a relação entre o padrão de desflorestamento e da degradação e a distância das estradas na mesorregião do Sudoeste Paraense, ao longo dos anos de 2012 a 2015, utilizando os dados do DETER-B. As unidades de conservação não se mostraram eficazes na contenção do desflorestamento e da degradação na mesorregião, dado a grande proporção de detecções mapeadas em seu interior. Neste período, a conversão de áreas degradadas em desflorestamento foi considerada baixa, com um total de 8,85%, ao se comparar com outras pesquisas na região. As áreas desflorestadas e degradadas concentraram-se nos primeiros 2.500m de distância das estradas e em sua grande maioria com área individual inferior a 0,25 km², comprovando que além do desflorestamento, as áreas degradadas seguem o padrão de diminuição da área mínima individual desflorestada evidenciada desde o ano de 2004.

Palavras-chave: Degradação, Conversão Florestal, DETER-B, Amazônia.

ABSTRACT

In Amazon's recent occupation history, the roads have always had a strategic role to boost the forest cover loss. However, nowadays, forest loss occurs in areas smaller than 0.25 Km². As a way to map this pattern of forest cover change, the National Institute for Space Research (INPE) created the DETER-B system (Near real-time Deforestation Detection and Forest Cover Changes System) which uses images from the China-Brazil Earth Resources Satellite Program (CBERS-4) and the AWiFS sensor, from the Indian Remote Sensing Satellite (IRS) with a spatial resolution of 64 and 56 m, respectively. This system maps deforestation and forest cover changes of areas with 0.03 square kilometers or more. Thus, the study aimed to analyze the relationship between the deforestation and degradation pattern and the distance from roads in the middle region of southwest of Para's state, over 2012 to 2015, using DETER-B forest monitoring system data. The conservation units were ineffective in the containment of deforestation and degradation on the middle region, because of large proportion of mapped detections in its interior. In this period, the conversion of degraded into deforested areas was considered low, as a total of 8.85%, to compare with others researches on the region. The deforested and degraded areas focus in the early 2,500 meters of distance on the roads and mostly with an individual area of less than 0.25 km², proving that beyond deforestation, degraded areas has a pattern of decrease of the minimum individual deforested area showed since 2004.

Keywords: Degradation, Forest Conversion, DETER-B Program, Amazon.

1. INTRODUÇÃO

A Amazônia Legal passou por diversos ciclos econômicos de ocupação territorial ao longo de sua história, especialmente, a partir de 1964, com o início da ditadura militar brasileira. Para o governo, o período foi caracterizado pela necessidade de ocupar e integrar o território amazônico ao restante do Brasil, em razão da ameaça iminente do ideário comunista (LUI & MOLINA, 2009; SILVA, 2013).

Com o slogan de “integrar para não entregar”, o governo militar realizou a ocupação do espaço amazônico priorizando o modelo de transporte rodoviário, em detrimento de outros modais (BECKER, 2001; PIMENTEL, 2014; MEIRELLES FILHO, 2014). Através do Plano Nacional de Integração (PIN) foram construídas a BR-230 (Transamazônica); a BR-174 (Manaus-Boa Vista); a BR-210 (Perimetral Norte) e a BR-163 (SILVA, 2015; BECKER, 2005).

Concomitantemente à construção das rodovias, houve o estímulo para a colonização ao longo de suas margens, em uma faixa de 100 km, com migrantes provenientes de inúmeras regiões do território brasileiro. As políticas implementadas obtiveram resultados diversificados, como a intensificação da perda da cobertura florestal, o crescimento e o surgimento desordenado de cidades, conflitos territoriais, dentre outros. (BECKER, 2005; REGO & FREITAS, 2015).

Desta forma, as estradas passaram a desempenhar um papel fundamental para a

exploração dos recursos naturais, especialmente quando as práticas encontravam-se ligadas às atividades agropecuárias e minerais (FEARNSIDE, 2015). Atualmente, a implantação de estradas na Amazônia ainda representa um vetor importante que impulsiona o processo de ocupação do espaço e, conseqüentemente, a perda da cobertura florestal. Estudos apontam que os desflorestamentos estão concentrados nos primeiros 5 km ao longo das estradas e vicinais (LAMEIRA *et al.*, 2010; XAUD & EPIPHANIO, 2015).

Mesmo em um cenário de redução de desflorestamento na Amazônia Legal, as taxas de perda de cobertura florestal permanecem elevadas. Segundo os dados do Projeto de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite (PRODES), a Amazônia perdeu no ano de 2015, aproximadamente 6.207 km² de floresta. Esse número representa um aumento de 24% na taxa de desflorestamento quando comparado com o ano de 2014, no qual houve uma perda de 5.012 km² de floresta (INPE, 2016).

No ano de 2015, o estado do Pará, que é uma das unidades da federação com as maiores taxas de desflorestamento, totalizou uma perda florestal de 2.153 km², que quando comparado ao ano de 2014, em que foram desflorestados 1.887 km² de floresta, obteve um acréscimo de 266 km² em seus números. Os 14 municípios que integram a mesorregião do Sudoeste Paraense apresentaram um número elevado de desflorestamento de 1.121,50 km² em 2015, representando 50% do

valor total de desflorestamento no estado do Pará nesse ano (INPE, 2016). Assim, esta região é considerada um *hotspot* no estado, por apresentar como efeitos a perturbação e modificação de ecossistema envolvido (THOMPSON *et al.*, 2013; SILVA *et al.*, 2013).

Diferentemente de períodos anteriores, os quais o desflorestamento era efetuado em regiões de grandes dimensões de forma contínua, acarretando em uma maior fragmentação da floresta (SKOLE & TUKER, 1993), atualmente, o processo de derrubada da floresta apresenta outras características como a predominância de pequenos polígonos de desflorestamento (MELLO & ARTAXO, 2016; KALAMANDEEN *et al.*, 2018). Essa dinâmica levou o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) à criação de um novo sistema de monitoramento da floresta amazônica, o Sistema de Detecção de Desmatamento e Alterações na Cobertura Florestal em Tempo Quase Real (DETER-B). Este sistema utiliza as imagens do sensor WFI, do Satélite Sino-Brasileiro de Recursos Terrestres (CBERS-4) e o sensor AWiFS, do satélite *Indian Remote Sensing Satellite* (IRS), com resolução espacial de 64 m e 56 m, respectivamente. Este aumento na resolução espacial, quando comparado com o DETER que utilizava as imagens MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) com 250 m de resolução espacial, permite a detecção de áreas em processo de perda de cobertura florestal a partir de uma área de 0,03 km² (DINIZ *et al.* 2015; INPE, 2016).

Diante do exposto, o presente trabalho buscou analisar a relação entre as classes do desflorestamento e da degradação florestal e a distância das estradas na mesorregião do Sudoeste Paraense, ao longo dos anos de 2012 a 2015, utilizando os dados do sistema de monitoramento de florestas DETER-B.

1.1 Área de estudo

A mesorregião do Sudoeste Paraense apresenta uma área de 415.788,70 km². É constituída por 14 municípios: Altamira, Anapu, Aveiro, Itaituba, Uruará, Brasil Novo, Rurópolis, Pacajá, Medicilândia, Novo Progresso, Trairão, Jacareacanga, Vitória do Xingu e Senador José Porfírio (Figura 1). Nesta mesorregião vivem, aproximadamente, 480 mil habitantes, sendo que 60% residem em áreas urbanas (IBGE, 2011).

O relevo da área de estudo é formado por um planalto dissecado, com vertentes modeladas e topos cobertos por uma crosta ferruginosa com dois tipos de aplainamentos: o pediplano pliocênico com topos de morros mais elevados e o pediplano pleistocênico, presente na formação barreiras e em outras litologias (BRASIL, 1975). O clima é quente e úmido com precipitação anual variando entre 1.750 mm a 2.750 mm (MONTEIRO, 2011).

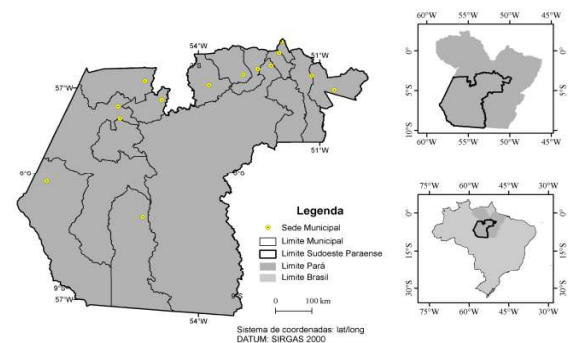


Fig. 1 - Localização da área de estudo.

Na área são encontradas duas tipologias florestais: a Floresta Ombrófila Aberta e a Floresta Ombrófila Densa. A primeira caracteriza-se por ser de grande porte, com distribuição dispersa na paisagem e predominância das fisionomias latifoliadas e mistas. A segunda aparece revestindo as planícies sedimentares, os terraços, os platôs, e as áreas com relevo dissecado e aplainados (BRASIL, 1975).

Sob essas tipologias florestais são desenvolvidas atividades da pecuária, extração madeireira, agricultura e mineração. No entanto, a pecuária e extração madeireira são as principais atividades econômicas que promovem a degradação florestal na região, quando comparadas com as atividades de agricultura e da mineração (CARVALHO & DOMINGUES, 2016; GOMES & ANDRADE, 2011).

Os padrões atuais de desflorestamento e degradação florestal na região segue o estabelecido em Pinheiro *et al.* (2016), o qual verificou uma trajetória rápida de desflorestamento e degradação florestal seguindo dois padrões distintos, o primeiro com forte persistência de degradação ao longo do tempo e o segundo com conversão rápida da floresta para áreas altamente degradadas ou desflorestadas.

2. METODOLOGIA

No DETER-B são mapeadas três classes de nível 1 de alerta de desflorestamento e alteração da cobertura florestal: desflorestamento, degradação e exploração madeireira. Para cada classe existem subclasses, que são designadas de nível 2. Na classe de desflorestamento estão presentes as subclasses desflorestamento com solo exposto e desflorestamento com vegetação e mineração. Na classe Degradação encontram-se as subclasses Cicatriz de Incêndio Florestal e Degradação. E, por fim, na classe Exploração Madeireira estão as subclasses Corte Seletivo Desordenado e Corte Seletivo Geométrico (INPE, 2016).

Para esse sistema, as subclasses de desflorestamento representam a supressão total da cobertura florestal por meio do corte raso da vegetação. As subclasses de degradação representam diferentes níveis de intervenção antrópica na floresta, que causam a perda do dossel florestal e a exposição do solo, contudo, a degradação não induz mudanças na cobertura do solo (INPE, 2016).

As subclasses de exploração madeireira representam as práticas de corte seletivo de madeira, que dependendo da maneira como a atividade é realizada, pode ser desordenada ou geométrica. A exploração madeireira desordenada consiste na retirada de espécies de valor comercial sem planejamento prévio da atividade, onde os pátios de estocagem, estradas e ramais são dispostos de forma aleatória no espaço. Diferentemente da exploração madeireira geométrica, onde as estradas e pátios de estocagem possuem distribuição regular no espaço, evidenciando um planejamento prévio da atividade (INPE, 2016).

Para a realização da pesquisa foram utilizados os dados do sistema DETER-B, dos anos 2012 a 2015. Os dados foram adicionados a um banco de dados *PostgreSQL*, versão 9.4, estruturado a partir do programa *TerraAmazon*, versão 4.6.1, que utiliza a biblioteca da *Terralib* (FUNCATE, 2013).

Ao longo do período analisado o projeto alterou a semântica de algumas subclasses e, por tanto, foi necessário realizar o agrupamento das subclasses para permitir a análise de todo o período de estudo. Dessa forma, as subclasses desflorestamento com solo exposto,

desflorestamento com vegetação e mineração foram agrupadas na classe desflorestamento. Já as subclasses degradação, cicatriz de incêndio florestal, corte seletivo desordenado e corte seletivo geométrico foram agrupadas para uma única classe chamada de degradação. Desta maneira, neste trabalho foram adotadas duas classes: desflorestamento e degradação, mapeadas em áreas consideradas no ano anterior como floresta no PRODES.

Entretanto, no DETER-B uma determinada área é observada mais vezes do que pelo PRODES, em razão da resolução temporal das imagens AWiFS e WFI (DINIZ *et al.*, 2015), permitindo a detecção de muitos polígonos pelo DETER-B que não são identificados pelo PRODES, por se tratar de um levantamento anual de apenas um mosaico de imagens com a menor cobertura de nuvens possível, o que pode ocasionar a sobreposição de dados do DETER-B, quando comparados anualmente.

Por este motivo, foram realizadas operações de diferença e união entre as detecções de cada ano (Figura 2).

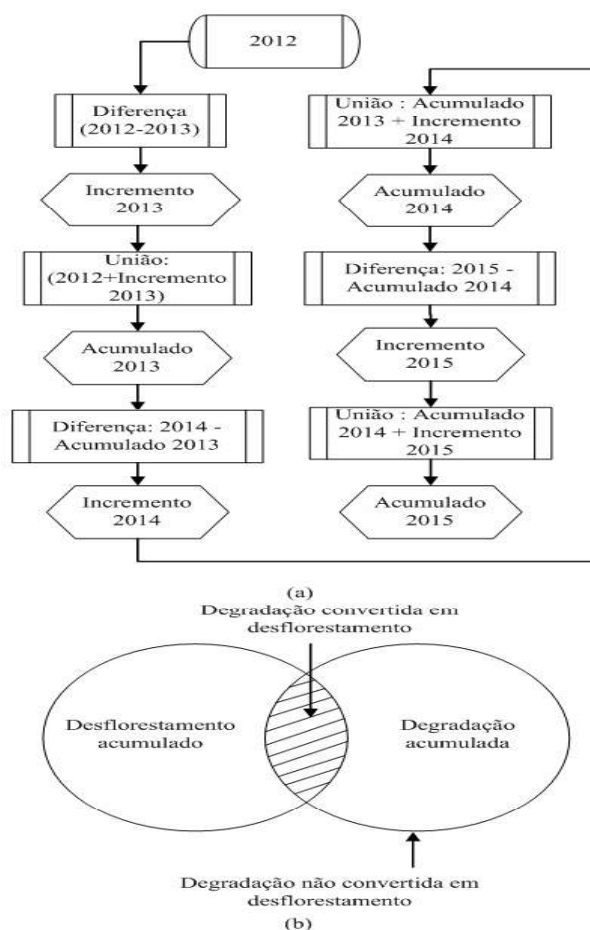


Fig. 2 - Metodologia empregada na análise.

De posse dos dados agrupados realizou-se a quantificação do desflorestamento e da degradação, por ano, dos 14 municípios da mesorregião Sudoeste do Pará. O sistema de Projeção utilizado foi Cônica Equivalente de Albers, com o Sistema Geodésico de Referência *South American Datum 1969 (SAD-69)*.

Os dados dos incrementos da classe de degradação obtida apresentam áreas que em determinado momento converteram-se em desflorestamento. Nesse sentido, para aquisição dos dados convertidos foi realizada a operação espacial de *Interseção* dos *layers* contendo o agregado final de ambas as classes, sendo somente consideradas áreas degradadas, as áreas que não foram convertidas para corte raso (Figura 3).

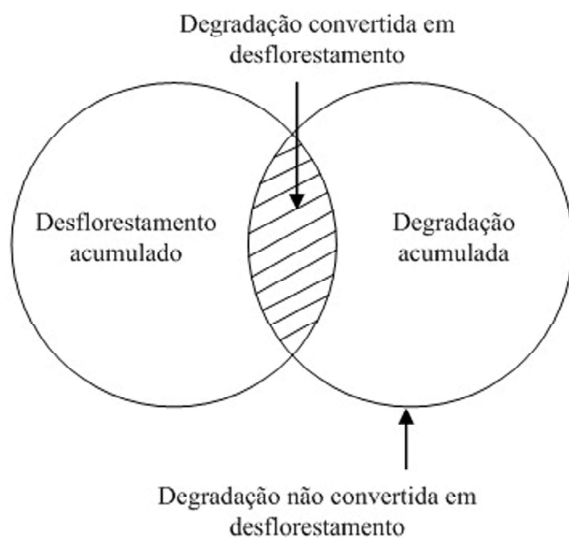


Fig. 3 - Metodologia do cálculo de conversões entre as classes de desflorestamento e degradação. Fonte: Os autores, 2017.

Posteriormente, os polígonos foram classificados de acordo com a faixa de tamanho das áreas desflorestadas: 1) áreas menores e/ou iguais a 0,25 km²; 2) áreas maiores do que 0,25 km² e menores e/ou iguais a 0,50 km²; 3) áreas maiores do que 0,50 km² e menores e/ou iguais do que 1 km²; 4) áreas maiores do que 1km². Para esta avaliação foi gerado o *box plot* de cada faixa de tamanho, para a avaliação estatística do resultado.

Por fim, foram utilizados dados vetoriais contendo as estradas (BRANDÃO JUNIOR *et al.*, 2007) da região com o intuito de analisar a

relação entre as áreas desmatadas e degradadas e a distância em relação às estradas. Desta forma, a proximidade das estradas foi analisada seguindo um *range* de distância constante no padrão de ocorrências encontrado na literatura especializada para a região amazônica (BARBER, *et al.*, 2014; LAMEIRA *et al.*, 2010; XAUD & EIPHANIO, 2015). Para isso, foi calculada a distância entre cada um dos polígonos estudados e a estrada mais próxima. Ademais, para a realização do *Buffer* foi utilizado o programa *Quantum Gis*, versão 2.14, que permitiu também avaliar a relação entre o tamanho médio das áreas desmatadas e a distância das estradas.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

O desflorestamento é o processo de supressão total da cobertura florestal, onde o solo fica coberto por resíduos de madeira morta ou por vegetação rasteira. A retirada da cobertura florestal é feita sem o emprego das técnicas de manejo e em intervalos curtos, ocasionando a exaustão dos recursos florestais (THOMPSON *et al.*, 2013). Já a degradação florestal consiste no declínio sucessivo dos serviços ecossistêmicos da floresta, em razão da intervenção antrópica no ambiente. Pode ser definida, também, como a perda da capacidade da floresta em fornecer produtos e serviços florestais. Nela, estão envolvidos diversos aspectos, como a capacidade produtiva, a capacidade de proteção, a biodiversidade, a saúde e a capacidade de armazenamento de carbono (; MATRICARDI *et al.*, 2010)

3.1 Desflorestamento

Nos quatros anos analisados, a supressão total da floresta foi de 3.231,22 km². Desse total, 1.191,92 km² foram desflorestados no ano de 2012 e dizem respeito a 0,77% da área total da região de estudo (Tabela 1).

É interessante ressaltar que os municípios de Altamira, Anapu, Novo Progresso, Pacajá e Senador José Porfírio figuram ainda na lista, divulgada pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), dos municípios que mais desmatam a Amazônia brasileira, sofrendo diversas sanções e penalidades, como multas, embargos e perda de créditos financeiros (MARUSSIA & CAMPANILI, 2013).

Tabela 1: Área (km²) da classe de desflorestamento

Município	2012 km ²	2013 km ²	2014 km ²	2015 km ²	Total km ²
Altamira	392,49	190,98	312,59	192,06	1.088,11
Anapu	23,73	43,19	24,95	23,29	115,16
Aveiro	47,21	17,71	19,01	16,97	100,91
Brasil Novo	13,71	23,39	9,76	15,59	62,46
Itaituba	180,84	120,49	102,84	72,32	476,55
Jacareacanga	36,45	16,20	32,57	26,23	111,44
Medicilândia	28,19	31,81	26,88	24,14	111,02
Novo Progresso	157,03	59,57	85,44	90,31	392,34
Pacajá	57,64	4,47	14,79	75,73	188,62
Rurópolis	66,88	19,81	20,33	28,75	135,76
Senador Jose Porfírio	27,27	16,98	15,76	15,04	75,05
Trairão	75,60	15,63	38,76	32,34	162,32
Uruará	78,06	25,31	15,03	49,29	167,69
Vitória do Xingu	6,83	14,38	7,08	15,52	43,82
Total	1.191,92	635,93	725,28	677,59	3.231,22

No período analisado, os valores de desflorestamento mostram que o município de Altamira foi o que mais perdeu cobertura florestal, totalizando 1.088,11 km² de área desmatada. Vale destacar que, 392,49 km² são oriundos de 2012, ano em que iniciaram as obras para a construção da Usina Hidrelétrica de Belo Monte. Levando em consideração a área total do município (160.581,62 km²), o valor desmatado correspondeu a 0,68% do seu território.

Os municípios de Novo Progresso e Itaituba também perderam uma considerável parcela da cobertura florestal. O primeiro suprimiu 392,34 km² de floresta, enquanto que o segundo perdeu 476,550 km². A relação entre o total de desflorestamento e a área do município apontou um percentual de 1,02% para Novo Progresso e 0,76% para Itaituba. Os percentuais mostram que Novo Progresso e Itaituba perderam mais cobertura florestal, levando em consideração as suas áreas municipais do que o município de Altamira (0,68%).

Os números elevados de perda da cobertura florestal em Novo Progresso devem-se às práticas de corte raso e queima da floresta, principalmente, ao longo da BR-163 e vicinais (COY & KLINGLER, 2014; SOARES *et al.*, 2013). As principais atividades desenvolvidas sob estas áreas desflorestadas são a pecuária e a agricultura, que ocupam 4.135,20 km² e 10,95 km² da área total desflorestada do município,

respectivamente (TERRACLASS, 2014), também verificado no estudo de Jusys (2016), onde a dinamização da pecuária pressiona as florestas tropicais em razão do aumento da demanda de carne bovina e dos derivados do leite, resultando na supressão da floresta.

No município de Anapu foram mapeados 115,16 km² de desflorestamento, que representam 0,96% de seu município (11.987,68 km²), um valor superior ao alcançado pelo município de Aveiro (0,59%), que apresenta uma área territorial maior (17.199,56 km²), apesar de ter obtido um valor de 100,91 km², próximo ao do município de Anapu.

Itaituba merece um destaque especial em razão da extensa área destinada à atividade mineradora do ouro: 254,51 km². Além de 2.952,70 km² de floresta convertida em pecuária e 126,30 km² de mosaico de usos e ocupações indistinguíveis face ao padrão irregular de organização apresentado (TERRACLASS, 2014). Apesar de ser o segundo maior município da mesorregião (62.507,65 km²), apresentou alto percentual de desflorestamento no seu território (0,76%).

O município de Brasil Novo é o único da mesorregião do Sudoeste Paraense que se encontra entre os chamados Municípios Verdes, que cumpriram todas as metas exigidas e foram retirados da lista dos municípios que mais desmatam, recebendo o título de Município Verde (PMV, 2016). Todavia, segundo os dados do TerraClass (2014), cerca de 29,2% de sua área total destina-se à atividade de pasto (1.858,25 km²).

Jacareacanga desenvolve atividade de pasto, agricultura e mineração, porém é classificado como um município de baixo risco de desflorestamento e com poucas chances de entrar na lista dos principais desmatadores do MMA (PMV, 2016; TERRACLASS, 2014). No entanto, os 111,44 km² de desflorestamento detectados no curto período de 2012 a 2015 correspondem a 0,2 % de sua extensa unidade territorial (53.734,60 km²). A situação do município de Medicilândia é ainda mais grave, à medida que apresentou um número aproximado de 111,02 km², embora possua uma área 6 vezes menor (8.328,83 km²) que Jacareacanga, o que justifica seu enquadramento entre os municípios na iminência de comporem o ranking de responsáveis pela perda da cobertura florestal amazônica.

Os municípios de Pacajá e Senador José Porfírio também integram a lista, sofrendo diversos embargos e sanções. Apresentam 28% e 18%, respectivamente, de suas áreas de floresta convertidas em pasto (TERRACLASS, 2014). Quando analisado o total de desflorestamento mapeado entre os anos de 2012 e 2015 em relação à área total do município, Pacajá reúne uma área de 188,62 km², ou seja, aproximadamente, 1,6% de sua unidade territorial (11.932,01 km²) e Senador José Porfírio, somente nestes quatro anos analisados, desmatou um total de 75,05 km², ou seja, 0,5% de sua área total (14.526,53 km²). O que justifica o enquadramento destes municípios como prioritários para ações de prevenção e controle do desflorestamento na Amazônia Legal.

Rurópolis, Trairão e Uruará são marcados pelas atividades de agropecuária e mineração, especialmente, em razão da proximidade com a região de mineração de ouro de Itaituba (TerraClass, 2014). Apesar de não fazerem parte da lista, apresentaram valores elevados no total de desflorestamento, levando em consideração suas áreas municipais, já que seus municípios são pouco extensos: 1,93% para Rurópolis, 1,35% para Trairão e 1,5% para Uruará.

Por fim, o município de Vitória do Xingu, apesar de ter apresentado a menor área de desflorestamento na faixa temporal (43,82 km²), converteu 1,41% de sua floresta em desflorestamento neste pequeno intervalo de tempo, destacando-se as atividades de pasto, que já comprometeram quase 40% de sua área total (3.112,14 km²) e mineração.

Em geral, para os municípios analisados os dados convergem com o encontrado para esta mesorregião, correspondente ao sudoeste paraense para o ano de 2014, com predominância de conversão de áreas de florestas, o qual o Pará perdeu 27.289,01 km² de sua cobertura florestal para a atividade de pasto, seguido dos mosaicos de ocupação (677,87 km²) que, em geral, correspondem a pequenas culturas familiares mescladas com a prática de pasto, não discrimináveis nas imagens de satélite de média resolução utilizadas no projeto (ALMEIDA *et al.*, 2016; TERRACLASS, 2014).

O papel das unidades de conservação na contenção de atividades antrópicas é relatado em diversos estudos (TEIXEIRA *et al.*, 2017; FRAXE

et al., 2017). Porém, para esta análise foram encontrados 536,29 Km² de desflorestamento no interior de unidades de conservação, o que corresponde a expressivos 21,21% do total para os anos de 2012 a 2015 (Figura 4).

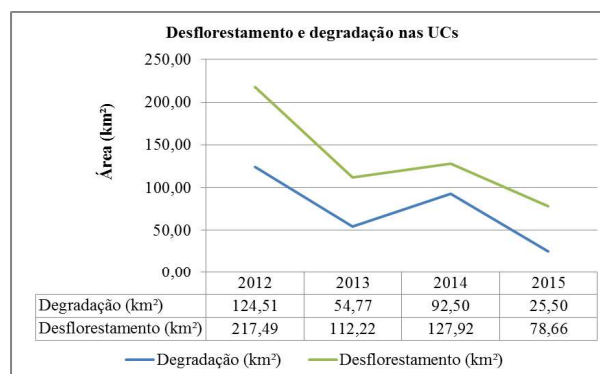


Fig. 4 - Desflorestamento e degradação por ano no interior das UCS.

A dinâmica do desflorestamento no interior das UCS apresentou o mesmo padrão do desflorestamento para a totalidade da área analisada, desta forma, estas unidades de conservação demonstraram ser ineficazes na contenção das alterações antrópicas na cobertura florestal. Os principais vetores desta dinâmica são de acordo com Coy & Klingler (2014) as obras da usina hidrelétrica de Belo Monte e as atividades de pecuária e queima da floresta ao longo da BR-163 impactaram negativamente a mesorregião.

3.2 Degradação

A degradação para o sudoeste paraense mostrou que o município de Altamira foi o que apresentou mais áreas neste estágio, com 881,72 km². Em seguida, aparece Novo Progresso, com 558,41 km², e o município de Uruará, com 279,50 km² (Tabela 2).

Entretanto, a relação entre área degradada pelo tamanho dos municípios apontou que Uruará, Pacajá, Novo Progresso e Medicilândia degradaram 2,57%, 1,53%, 1,45% e 1,05%, respectivamente, da área total dos seus territórios, colocando-os entre os 5 municípios que mais degradaram a mesorregião no período do estudo.

De 2012 a 2015, o total de áreas em processo de degradação foi de 2.528,69 km² para toda a mesorregião, que corresponde a 0,6%. Desse total, o ano de 2012 apresentou maior área com 1.273,75 km².

Tabela 2: Área (km²) de degradação

Município	2012 km ²	2013 km ²	2014 km ²	2015 km ²	Total km ²
Altamira	413,07	165,83	202,81	100,02	881,72
Anapu	8,94	3,24	3,98	9,71	25,87
Aveiro	47,85	5,02	11,95	44,83	109,64
Brasil Novo	0,78	0,06	2,63	10,19	13,66
Itaituba	72,82	40,73	56,55	18,78	188,87
Jacareacanga	70,93	4,26	12,47	9,25	96,90
Medicilândia	15,61	10,57	42,96	17,90	87,04
Novo Progresso	281,87	94,84	120,78	60,92	558,41
Pacajá	156,20	2,63	1,18	22,22	182,24
Rurópolis	11,52	3,69	0,63	2,21	18,05
Senador José Porfírio	0,38	0,74	0	4,25	5,38
Trairão	62,98	2,72	4,98	7,34	78,02
Uruará	130,81	40,01	84,13	24,55	279,50
Vitória do Xingu	0	1,22	0	2,19	3,40
Total	1.273,75	375,56	545,04	334,34	2.528,69

Vale destacar, no entanto, que os 2.528,69 km² de Degradação não sofreram conversão para a classe de desflorestamento. O que pode ser explicado pelo fato dessas áreas em estágios de degradação florestal levarem, em média, quatro anos para sofrerem desflorestamento, permitindo, assim, a recuperação parcial da floresta desmatada. Além disso, outros aspectos podem contribuir para esse cenário, como a intensificação das ações de fiscalização, visando coibir as práticas de desflorestamento ilegal, como também, o desenvolvimento das atividades de plano de manejo (PINHEIRO *et al.*, 2016).

Contudo, 245,48 km² de área degradada foram convertidos para desflorestamento. Considerando que o total de degradação mapeada pelo DETER-B foi de 2.528,69 km² não convertidos durante os quatro anos analisados, somados aos 245,48 km² convertidos, o total de degradação foi de 2.774,17 km², logo os 245,48 km² representam um percentual de conversão de 8,85%.

Pinheiro *et al.* (2016), realizou um estudo ao longo de 28 anos (1984 a 2011) no município de Novo Progresso, no estado do Pará, onde foram mapeadas 10.800 km² de floresta no período. Desse total, 43% (4.644 km²) sofreram mudanças decorrentes de ações antrópicas, sendo que 2.182,68 km² foram decorrentes do desflorestamento da floresta em até um ano, o que os autores denominaram de trajetória rápida

de desflorestamento. O restante de floresta, 2.332 km², ou seja, cerca de 50%, sofreu degradação florestal, a partir de duas trajetórias: degradação com trajetória de persistência ou degradação com trajetória para o desflorestamento. Dos 2.332 km² de degradação florestal, 19% (443,08 km²), passaram por desflorestamento rápido e 31% (722,92 km²) permaneceram em estágio de degradação florestal.

O estudo apontou um percentual de conversão para desflorestamento de 19%, enquanto o presente trabalho aponta um percentual de conversão de 8,85% em áreas degradadas. Contudo, é importante destacar que o estudo supracitado abrangeu um recorte temporal de 28 anos, marcado por momentos históricos e econômicos diferenciados de ocupação na Amazônia, enquanto este trabalho o intervalo temporal foi de 4 anos. Desta forma, mesmo que a trajetória de conversão tenha sido menor, esta dinâmica causa declínio sucessivo dos serviços ecossistêmicos da floresta e a perda da capacidade da floresta em fornecer produtos e serviços florestais, além da capacidade de armazenamento de carbono (THOMPSON *et al.*, 2013; MATRICARDI *et al.*, 2010).

Além disso, como dito anteriormente, o contexto atual de desflorestamento é diferenciado, predominando áreas de desflorestamento inferiores a 0,25 km² e a 0,0625 Km², respectivamente (ROSA *et al.*, 2012; RICHARDS *et al.*, 2016), o que pode indicar em parte uma tendência de diferença entre os percentuais de conversão para os últimos anos.

A análise anual das conversões de degradação para desflorestamento mostrou que o ano de 2015 obteve o maior percentual com 37%, seguido pelo ano de 2012, com 25%. Os anos de 2013 e 2014 obtiveram cada um 19% das conversões (Figura 4).

Os 25% convertidos em 2012 foram áreas que passaram por processo de degradação e, no mesmo ano, perderam totalmente a cobertura florestal. Desta forma, o padrão de conversão das áreas de floresta degradadas inicialmente mostrou tendência de queda e aumento expressivo no último ano de análise, o qual seguiu a tendência de aumento expressivo da taxa de desflorestamento para este ano (INPE, 2016). Neste tipo de tendência de conversão há a perda do equilíbrio da floresta (GERWING e VIDAL, 2002; ASNER *et al.*, 2006).

A contenção de atividades de degradação pelas UCs na região também não se mostrou eficaz, pois 297,27 Km², correspondente a 11,75% da área total degradada foram detectadas em seu interior (Figura 5), seguindo o mesmo padrão encontrado para a totalidade da área analisada nesta mesorregião.

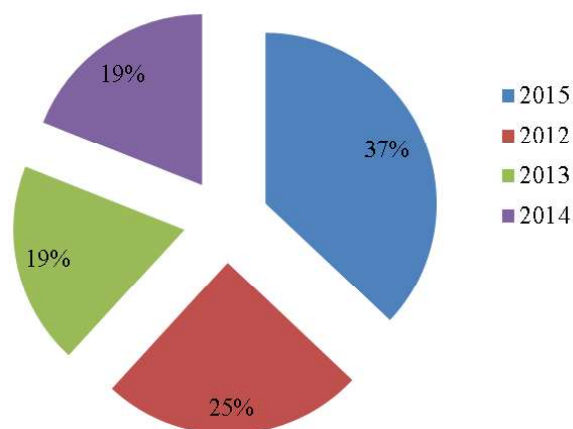


Fig. 4 - Percentual anual de conversão da degradação em desflorestamento. Fonte: Os autores, 2017.

3.3 Desflorestamento e degradação e a proximidade em relação às estradas

As áreas de Degradação e desflorestamento no Sudoeste Paraense estão concentradas nas proximidades das estradas, principalmente na BR-163 e na BR-230 (Figura 5), possibilitando a exploração da floresta nas áreas mais remotas da mesorregião, já que de acordo com Fearnside (2006) apenas o anúncio de projetos rodoviários planejados, tais como a reconstrução da rodovia BR-163, implicam na abertura de áreas grandes de floresta para a entrada de agentes de desflorestamento.

A presença cada vez maior de estradas e vicinais tem papel importante para o avanço das atividades agrícolas. Há tempos são identificadas áreas de cortes rasos e queimadas no entorno da captação da obra de asfaltamento da BR-163, na Transamazônica (SOARES-FILHO *et al.*, 2005) e no projeto da barragem da Usina Hidrelétrica Belo Monte, o que reafirma as relações entre o desflorestamento, a expansão agrícola, os projetos de infraestrutura e a especulação de terras (COY & KLINGLER, 2014).

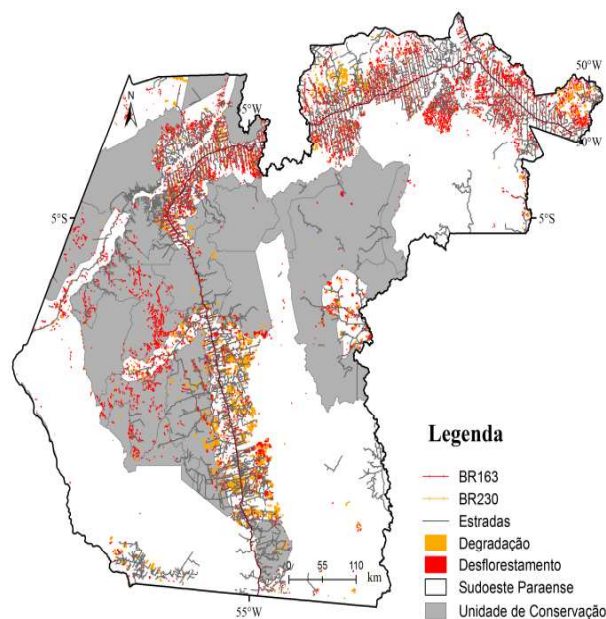


Fig. 5 – Desflorestamento e degradação ao longo das estradas. Fonte: Os autores, 2017.

A quantidade de polígonos de desflorestamento ficou concentrada nos primeiros 2.500 m, mas ocorreram variações na quantidade de detecções à medida que a distância dos polígonos para as estradas aumentava (Tabela 3). Tal tendência é evidenciada em pesquisas realizadas nesta região, com os desflorestamentos concentrados próximos as estradas (PINHEIRO *et al.*, 2016,) principalmente quando da pavimentação destas rodovias, a qual são indutores também da exploração florestal, fogo em florestas, aumento da incidência de doenças respiratórias e o deslocamento de áreas de pequenos fazendeiros (NEPSTAD *et al.*, 2001).

O maior número de detecções de áreas desflorestadas concentraram-se até 2.500 m das estradas, totalizando 2.177,14 km² correspondendo a 67,4% do total da área desflorestada para o período, com uma maior concentração de detecções mais próximas da rodovia e posterior tendência de queda, seguido de um aumento exponencial entre 1000 e 2500m.

Já nas regiões mais distantes da estrada houve uma diminuição gradual nas detecções, todavia para as maiores distâncias ficou evidente um padrão de desflorestamento concentrado em mais detecções e de menores dimensões, quando comparado com as encontradas para a faixa de 2.500 a 5000m.

Tabela 3: Número de detecções de desflorestamento em relação à distância das estradas

Distância	Número de polígonos	Área (km ²)
≤ 250 m	3.116	724,19
> 250 m ≤ 500 m	1.912	252,83
> 500 m ≤ 1.000 m	3.399	433,50
> 1.000 m ≤ 2.500 m	5.554	766,62
> 2.500 m ≤ 5.000 m	2.884	478,01
> 5.000 m	4.301	576,07
Total	21.166	3.231,22

Para a degradação, as detecções também foram maiores nos primeiros 2.500 m de distância dos polígonos para as estradas, mas com variações em sua quantidade conforme o aumento da distância (Tabela 4).

Na faixa de distância menor ou igual a 250 m foram detectados 739 polígonos que representaram uma área de 843,38 km² de degradação da cobertura florestal, o qual correspondem a 33,4% da área total degradada. Para Kissinger *et al.* (2012), a proximidade dos *drives* de mudança são considerados separadamente para desflorestamento e degradação, onde para o desflorestamento as atividades de agricultura comercial e de subsistência, mineração, extensão da infraestrutura viária e expansão urbana estão intimamente ligadas, enquanto que para a degradação os seus indutores estão mais ligados a exploração florestal, fogo sem controle em floresta, pecuária em floresta e a coleta de madeira para combustível e produção de carvão vegetal, embora em Hosonuma *et al.* (2012) a extração de madeira comercial e atividades de exploração madeireira representem mais de 70% do total degradado em florestas tropicais. Todavia, de acordo com os resultados encontrados é possível afirmar que as atividades indutoras do desflorestamento estão intimamente ligadas a degradação florestal para a área em questão.

Os resultados mostraram que as classes de desflorestamento e degradação estão concentradas nos primeiros 2.500 m de distância em relação às estradas. Para o desflorestamento, o número de polígonos detectados até essa distância foi de 13.981, que representou 66,05% do total de polígonos identificados. Já para a classe de degradação, o total de polígonos mapeados até essa distância foi 2.723, que correspondeu a 71,19% do total de polígonos.

Tabela 4: Número de detecções de degradação em relação à distância das estradas

Distância	Número de polígonos	Área (km ²)
≤ 250 m	739	843,38
> 250 m ≤ 500 m	329	150,80
> 500 m ≤ 1.000 m	619	276,97
> 1.000 m ≤ 2.500 m	1.036	504,90
> 2.500 m ≤ 5.000 m	603	354,44
> 5.000 m	467	398,20
Total	3.793	2.528,69

A relação positiva entre a proximidade da estrada e as atividades de desflorestamento e degradação é também comprovada no estudo de Lameira *et al.* (2010), que com a implantação da estrada Transiri, que corta os municípios de São Félix do Xingu e Altamira, no estado do Pará, onde o desflorestamento ficou concentrado nos primeiros 5 km, em municípios que integram o sudoeste paraense.

Já Borges & Ferreira (2010) mostraram que o desflorestamento nas proximidades das rodovias Transamazônica (BR-230), da Cuiabá-Santarém (BR-163) e da PA-279 ficou concentrado nos primeiros 50 km.

No sudoeste de Rondônia, as conversões da floresta para desflorestamento ficaram concentradas nos primeiros 1.500 m da BR-210 e vicinais no período de 1997 a 2010 (XAUD & EIPHANIO, 2015). De maneira geral, cerca de 90% dos desflorestamentos na Amazônia estão concentrados nos primeiros 5 km das estradas e vicinais (BRANDÃO JÚNIOR *et al.*, 2007; BARBER *et al.*, 2014) e são sobretudo influenciados pela densidade da população, severidade da estação seca e presença de rodovias na região (LAURANCE *et al.*, 2002).

O tamanho médio dos polígonos de desflorestamento mapeados na mesorregião e a relação com as estradas é um aspecto que dever considerado, pois mostra as facetas de como tal é realizado atualmente (Figura 6).

Na distância menor que 250 m, as áreas de desflorestamento são maiores do que nas outras faixas, diferindo estatisticamente das demais faixas de distância, pelos maiores valores da mediana. Entretanto, para as demais faixas de distâncias, o tamanho médio das detecções de desflorestamento são estatisticamente iguais.

Ainda, foi verificada a diminuição gradual da dimensão das áreas desflorestadas, ao se comparar a faixa de distância de 250 a 500m, até a distância de 5.000m, e uma diminuição mais proeminente após esta distância das estradas.

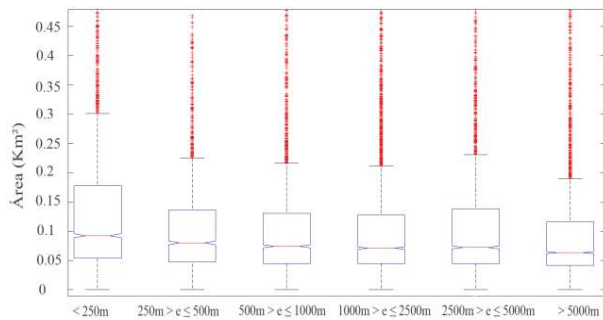


Fig. 6 - Relação entre a distância e tamanho das detecções de desflorestamento.

Para a classe de degradação o comportamento é semelhante, pois as áreas degradadas são maiores quanto mais próximos estão das estradas (Figura 7), para a distância menor do que 250m. Para distâncias superiores a 250m os polígonos são estatisticamente iguais, embora a partir de 5.000m haja uma tendência de aumento no tamanho das áreas degradadas.

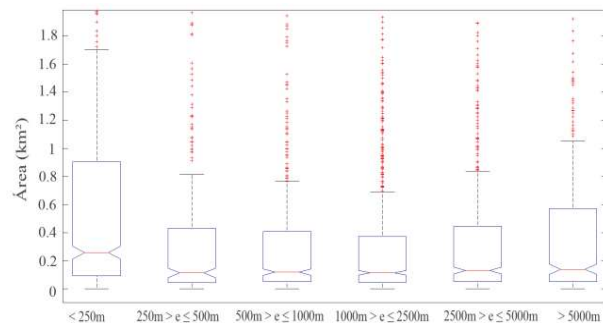


Fig. 7 - Relação entre a distância e tamanho das detecções de degradação.

Os resultados da relação entre o tamanho médio dos polígonos e distância das estradas no Sudoeste paraense assemelham-se ao estudo de Xaud & Epphanio (2015), que mostraram que os polígonos de desflorestamento são maiores quanto maior a proximidade das estradas (Tabela 5). No entanto, vale destacar que o tamanho médio das áreas de desflorestadas e degradadas mapeados estão concentrados em até 1 km² (Figuras 8 e 9), e um pequeno número de detecções para as classes de tamanho superior.

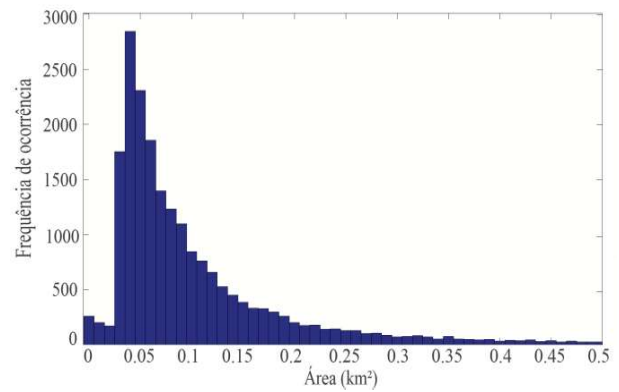


Fig. 8 - Área e frequência de ocorrência das detecções de desflorestamento.

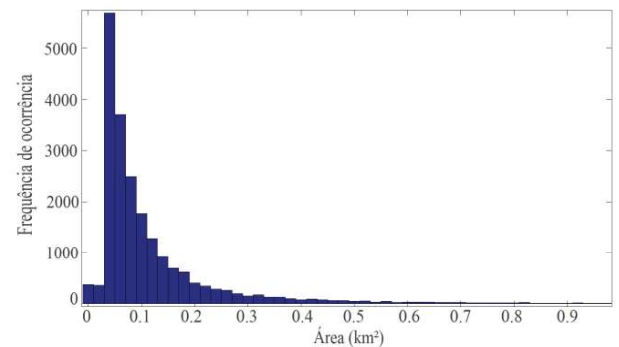


Fig. 9 - Área e frequência de ocorrência das detecções de degradação.

Tabela 5: Estratificação das detecções de desflorestamento e degradação por faixa de tamanho

Tamanho (km ²)	Desfl. (nº de pol.)	Área (km ²)	Degrad. (nº de pol.)	Área (km ²)
≤ 0,25	18.886	1.545,28	2.383	205,24
> 0,25 ≤ 0,50	1.489	508,43	459	164,76
> 0,50 ≤ 1	509	343,58	381	269,85
> 1	282	833,93	570	1.888,84
Total	21.166	3.231,22	3.793	2.528,69

Quanto à frequência de ocorrência das áreas desflorestadas, o somatório do número de detecções menores e/ou iguais a 0,25 km² (18.886) foi de 1.545,28 km², o qual correspondeu a 47,8% do total desflorestado na região, seguido de uma tendência pronunciada de diminuição na detecção de áreas de maior dimensão.

Já para as áreas degradadas, a tendência encontrada é oposta as áreas desmatadas, onde embora em menor número (570 polígonos), estes corresponderam a 1888,84 km² de áreas

degradadas com tamanho superior a 1 Km², o que perfaz 74,7% do total em área para a região.

4. CONCLUSÃO

A maior frequência de detecção das detecções menores ou iguais a 0,25 km² mostra a importância da capacidade e eficiência de detecção do sistema do DETER-B para o monitoramento da floresta amazônica, o qual é capaz de mapear o padrão de desflorestamento evidenciado desde o ano de 2004, aumentando a eficácia dos programas de monitoramento da Amazônia, como o DETER e o PRODES.

O papel das unidades de conservação na mesorregião do Sudoeste paraense não mostrou ser eficaz, uma vez que uma quantidade expressiva de áreas alteradas foi encontrada nestas áreas.

Recomenda-se que o asfaltamento da BR-163 deve ser acompanhado de maior atividade de fiscalização das áreas do entorno, uma vez que a pressão pelos recursos naturais é sempre decorrente da melhora da infraestrutura viária, como vem sendo demonstrado em pesquisas na região amazônica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, C. A.; COUTINHO, A. C.; ESQUERDO, J. C. D. M.; ADAMI, M.; VENTIRIERI, A.; DINIZ, C. G.; DESSAY, N.; DURIEUX, L.; GOMES, A. R. High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. **ACTA AMAZONICA**, v.46, n.3, p.291-302, 2016.

ASNER, G. P.; KINNAP, D. E.; BROADBENT, E. N.; OLIVEIRA, P. J. C.; KELLER, M.; SILVA, J. N. Selective Logging in the Brazilian Amazon. **Science**, v.310, p. 480 – 482, 2005.

BARBER, C. P.; COCHRANE, M. A.; SOUZA JR, C. M.; LAURANCE, W. F. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. **Biological Conservation**. n.177, p. 203 -209.

BECKER, B. Geopolítica da Amazônia. São Paulo, **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 71-86, 2005.

BECKER, B. Revisão das políticas de ocupação da Amazônia: é possível identificar modelos para

projetar cenários? **Parcerias Estratégicas**, n. 12, p.135-159, 2001.

BORGES, C. A. R. F.; FERREIRA, L. V. Os diferentes tipos de ordenamento territorial, uso e ocupação nas rodovias do estado do Pará, uma análise do processo de desflorestamento. In: ENCONTRO NACIONAL DOS GEÓGRAFOS, 16.,2010, Porto Alegre. **Anais do XVI Encontro nacional dos geógrafos**. Florianópolis: AGB, 2010. p.1 – 9.

BRANDÃO JÚNIOR, A. O.; SOUZA JUNIOR, C. M.; RIBEIRO, J. G. F.; SALES, M. H. R. Desmatamento e estradas não-oficiais da Amazônia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13.,2007, Florianópolis. **Anais do XIII Simpósio brasileiro de sensoriamento remoto**. Florianópolis: INPE, 2007. p.2.357 – 2.364.

BRASIL. Departamento Nacional de Produção Mineral. Projeto RADAMBRASIL: levantamento de recursos naturais. Folha n. 21, Tapajós. Rio de Janeiro, 1975.

CARVALHO, T. S.; DOMINGUES, E. P. Projeção de um cenário econômico e de desmatamento para a Amazônia Legal brasileira entre 2006 e 2030. **Nova Economia**, v.26.n.2, p.585-621, 2016.

CENSO DEMOGRÁFICO 2010. Características da população e dos domicílios: resultados do universo. Rio de Janeiro: **IBGE**, 2011. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/características_da_populacao/resultados_do_universo.pdf. Acesso em: 10 mar. 2016.

COY, M.; KINGLER, M. Frentes pioneiras em transformação: o eixo da BR-163 e os desafios socioambientais. **Revista Território & Fronteiras**, v.7, n.1, p. 1-26, 2014.

DINIZ, C. G.; SOUZA, A. A. A.; SANTOS, D. C.; DIAS, M. C.; LUZ, N. C.; MORAES, D. R. V.; MAIA, J. S.; GOMES, A. R. G.; NARVAES, I. S.; VALERIANO, D. M.; MAURANO, L. E. P.; ADAMI, M. DETER-B: the new amazon near real-time deforestation detection system. **IEEE Journal**, v.7, n.8, p. 3619-3628, 2015.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazônica**.

v. 36, n. 3, p. 395-400, 2006.

FEARNSIDE, P. M. Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras. Manaus: **Editora do INPA**, v.1, p.1-296, 2015.

FRAXE, T. J. P.; REZENDE, M. G. G.; MACEDO, C. A.; WITKOSKI, A. Áreas protegidas no Amazonas: conservação e sustentabilidade como preceitos ambientais indissociáveis. **Revista Amazônia de Ensino de Ciências**, v. 10, n.21, p. 63 – 71, 2017.

Fundação de Ciência, Aplicações e Tecnologia Espaciais (FUNCATE). TerraAmazon 4.6.1. Disponível em: <<http://terraamazon.org/images/DocumentacaoTerraAmazon/TerraAmazonUserGuideOperator.pdf>>. Acesso em: 02 nov.2014.

GERWING, J; VIDAL, E. Degradação de Florestas pela Exploração Madeireira e Fogo na Amazônia. **Série Amazônia**, v.20, 2002.

GOMES, S. C; ANDRADE, L. C. Análise espacial do crescimento econômico dos municípios paraenses no período 2002-2006. In: CIRCUITO DE DEBATES ACADÊMICOS, 1.,2011, Brasília. **Anais do I circuito de debates acadêmicos**. Brasília: IPEA, 2011.p.1-19.

HOSONUMA, N; HEROLD, M; SY, V; DE FRIES, R; BROCKHAUS, M; VERCHOT, L; ANGELSEN, A; ROMIJIN, E. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. **Environmental Research Letters**, v. 7, n. 4, p. 044009, 2012.

IBGE. Produção agrícola municipal 2015. Rio de Janeiro: **IBGE**, 2016. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/v3>>. Acesso em: 10 ago.2016.

INPE. Monitoramento da cobertura florestal da Amazônia por satélites. Sistemas PRODES, DETER, DEGRAD e QUEIMADAS. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/RelatorioProdes2008.pdf>> Acesso em: 10 set. 2016.

INPE. Metodologia do sistema DETER – B sistema de detecção do desmatamento e alterações na cobertura florestal em tempo quase real: Mapeamento de Alertas com Imagens dos Sensores AWiFS Resourcesat-2 e WFI-Cbers-4. Belém: Centro Regional da Amazônia. 2016,

18p. Disponível em: <http://www.inpe.br/cra/arquivos/METODOLOGIA_DETER-AWiFS_WFI_FINAL.pdf>. Acesso em: 08 Jun. 2016.

INPE. **Projeto de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite**. 2016. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2016n.htm> Acesso em: 20 abr.2016.

JUSYS, T. Fundamental causes and spatial heterogeneity of deforestation in Legal Amazon. **Applied Geography**, n.75, p. 188-199, 2016.

KALAMANDEEN, M; GLOOR, E; MITCHARD, E; QUICEY, D; ZIV, GUY; SPRACKLEN, D; SPRACKLEN, B; ADAMI, M; ARAGÃO, L. E. O. C; GALBRAITH, D. Pervasive Rise of Small-scale Deforestation in Amazonia. **Scientific Reports**, n. 1600, P. 1-10, 2018.

KISSINGER, G. M.; HEROLD, Martin; DE SY, Veronique. **Drivers of deforestation and forest degradation: a synthesis report for REDD+ policymakers**. Lexeme Consulting, 2012.

LAMEIRA, W.J M; ALMEIDA A. S; Vieira, I. C. G. Síntese de ocupação em estradas não oficiais na Amazônia brasileira. **Revista Brasileira de Cartografia**, v.01, n 62, P. 261–267, 2010.

LAURANCE, W. F., ALBERNAZ, A. K. M., SCHROTH, G., FEARNSIDE, P. M., BERGEN, S., VENTICINQUE, E. M.; DA COSTA, C. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. **Journal of Biogeography**, v.29, p.737–748, 2002.

LUI, G.H; MOLINA, S.M.G. Ocupação humana e transformação das paisagens na Amazônia brasileira. **Amazônica**, v.1, p. 200 -228, 2009.

MATRICARDI, E. A. T; SKOLE, D. L; PEDLOWSKY, M. A; CHOMENTOWSKY, W; FERNANDES, L. C. Assessment of tropical forest degradation by selective logging and fire using Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, n. 114, p.1117–1129, 2010.

MEIRELLES FILHO, J.C.S. É possível superar a herança da ditadura brasileira (1964-1985) e controlar o desmatamento na Amazônia? Não, enquanto a pecuária bovina prosseguir como principal vetor de desmatamento. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**. v. 19, n.1, p.

219-241, 2014.

MELLO, N. R. G.; ARTAXO, P. Evolução do plano de ação para prevenção e controle do desmatamento na Amazônia legal. **Revista do Instituto de Estudos Brasileiros**. n.66, p. 108 – 129, 2016.

MONTEIRO, G. F. **Avaliação do desflorestamento e sua relação com a dinâmica de ocupação agropecuária no estado do Pará**. 2011. 94f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2011.

MARUSSIA, W.; CAMPANILI, M. (coords.). **Programa Municípios Verdes: lições aprendidas e desafios para 2013/2014**. Belém, PA: Pará. Governo do Estado. Programa Municípios Verdes, 2013.

NEPSTAD, D; CARVALHO, G; BARROS, A. C; ALENCAR, A; CAPOBIANCO, J. P; BISHOP, J; MOUTINHO, P; LEFEBVRE, P; SILVA JR, U. L; PRINS, E. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forest ecology and management**, v. 154, n. 3, p. 395-407, 2001.

PIMENTEL, N. R. M. A ocupação da Amazônia e o desencantamento do seu espaço natural. **Revista Veredas Amazônicas**, n.1, p. 42-54, 2014.

PINHEIRO, T. F; ESCADA, M. S. I; VALERIANO, D. M; HOSTERT, P; GOLLNOW, F; MULLER, U. Forest degradation associated with logging frontier expansion in the Amazon: the BR-163 region in Southwestern Pará, Brazil. **Earth Interactions**, n.17, v.20, p.1-26, 2016.

PMV. Programa Municípios Verdes. 2016. Disponível em: http://www.municipiosverdes.pa.gov.br/relatorios/rr_adesao_termos. Acesso em: 10 mar. 2016.

QUANTUM GIS. Version: 2.14. Disponível em:<<http://www.qgis.org/en/site/forusers/download.html>>. Acesso em: 13 mar. 2016.

REGO, N; FREITAS, R. M. Amazônia, representação e mídia. **Revistafsa**, v.12, n.1, p. 107-120, 2015.

RICHARDS, P. Are brazil's deforesters avoiding detection? **Society Conservation Biology**, n.3, p. 1-7.

ROSA, I. M. D.; SOUZA, C.; EWERS, R. M. Changes in size of deforested patches in the Brazilian Amazon. **Conservation Biology**, v. 26, p. 932-937, 2012.

SILVA, M; NASCIMENTO, P.G; COUTINHO, A.C. A transformação do espaço amazônico e seus reflexos na condição atual da cobertura e uso da terra. **Novos Cadernos NAEA**, v. 16, n.1, p. 229-248, 2013.

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; MCGRATH, D. Cenários de desmatamento para a Amazônia. **Estudos avançados**. v.19, n. 54, p. 137-152, Ago. 2005.

SOARES, F. R.; ASTA, A. P.; AMARAL, A. Evolução espacial da população, núcleos de ocupação e desmatamento no município de Novo Progresso - PA. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 1, n.66, p. 115-125. 2014.

TEIXEIRA, H. T; NETO, J. A. F; MOURA, M. A; FIGUEIREDO, N. A. As unidades de conservação de uso sustentável no bioma amazônico: dilemas e perspectivas para o desenvolvimento sustentável. **Revista Portuguesa de Estudos Regionais**, n. 46, p. 71 – 89, 2017.

TERRACLASS. **Uso e cobertura da terra nas áreas desflorestadas da Amazônia Legal**. 2014. Disponível em:< http://www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/terraclass2014.php>. Acesso em: 05 jan.2017.

THOMPSON, I. D. GUARIGUATA, M. R., OKABE, K., BAHAMONDEZ, C., NASI, R., HEYMELL, V., SABOGAL, C. An operational framework for defining and monitoring forest degradation. **Ecology and Society**. V.2, n.18, p.1-23, 2013.

XAUD, M. R; EPIPHANIO, J. C. N. Análise da dinâmica das conversões de uso e cobertura da terra na região sudeste de Roraima – Amazônia. **Agroambiente**, v.9, n.4, p.465 – 475, 2015.