



Universidade de Brasília

Instituto de Geociências

**IV CURSO DE ESPECIALIZAÇÃO EM GEOPROCESSAMENTO
AMBIENTAL**

**Avaliação do desmatamento em assentamentos rurais e
terras indígenas na Amazônia Legal em 2015, por meio
de modelagem espectral de sequestro de carbono**

YURI ROBERTA YAMAGUCHI DE PAIVA

Monografia de Conclusão de
Curso de Especialização

ORIENTADOR: Prof. Dr. Gustavo Macedo de Mello Baptista

BRASÍLIA-DF

2016



Universidade de Brasília
Instituto de Geociências

Avaliação do desmatamento em assentamentos rurais e terras indígenas na Amazônia Legal em 2015, por meio de modelagem espectral de sequestro de carbono

YURI ROBERTA YAMAGUCHI DE PAIVA

Monografia de Conclusão de
Curso de Especialização

ORIENTADOR: Prof. Dr. Gustavo Macedo de Mello Baptista

BANCA EXAMINADORA:

Ma. Adriana Panhol Bayma

Me. Weeberb João Réquia Júnior

BRASÍLIA-DF

Janeiro, 2016

Avaliação do desmatamento em assentamentos rurais e terras indígenas na Amazônia Legal em 2015, por meio de modelagem espectral de sequestro de carbono¹

Yuri Roberta Yamaguchi Paiva², Gustavo Macedo de Mello Baptista³

Resumo. Informações acerca de fontes e sumidouros de carbono podem ser inferidas a partir de variações nas concentrações de CO₂ atmosférico observadas via modelagem com imagens de satélite multiespectrais. Este estudo utilizou a relação (aqui chamada de CO₂flux) entre dois índices normalizados de vegetação, o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) e o PRI (*Photochemical Reflectance Index*), para estimar as áreas fotossinteticamente ativas, bem como as áreas sem atividade fotossintética, de terras indígenas e assentamentos rurais situados na região da Amazônia Legal conhecida como “Arco do Desflorestamento”, considerada crítica para o desmatamento. Os resultados permitiram confirmar a eficiência das terras indígenas, aqui entendidas como áreas protegidas, na conservação da cobertura florestal, em taxas que superam 90% de vegetação fotossinteticamente ativa. As modalidades de assentamento tradicionais apresentaram grande perda de cobertura florestal, não cumprindo os percentuais de preservação estabelecidos na legislação ambiental (a reserva legal é de 80% para a Amazônia) em algumas regiões (apenas 39% de área vegetada em Rondônia, e 52% no Noroeste do Maranhão). No entanto, as modalidades de assentamento com viés sustentável, implantadas mais recentemente na Amazônia, se mostraram como uma alternativa interessante para a região, ao apresentarem altos índices de vegetação fotossinteticamente ativa. No Oeste do Pará e no Sul do Amazonas, onde predominam estes assentamentos, o percentual de área florestada foi de 81,3% e 80%, respectivamente.

Palavras-chave: Floresta Amazônica, Áreas Protegidas, Reserva Legal, Sensoriamento Remoto, Índices Espectrais.

Evaluation of deforestation in rural settlements and indigenous lands in the Brazilian Legal Amazon in 2015 using spectral modeling of carbon sequestration

Abstract. Information about carbon sources and sinks can be inferred from variations in atmospheric CO₂ concentrations observed via modelling with multispectral satellite imagery. This study used the ratio (which is referred to as CO₂flux) between two spectral vegetation indices, NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) and PRI (*Photochemical Reflectance Index*), to estimate photosynthetically active areas, as well as areas without any photosynthetic activity, in indigenous lands and rural settlements located at a zone in Brazilian Legal Amazon known as “Arch of Deforestation”, considered critical to Amazon rainforest clearing. The results allowed to confirm the efficiency of indigenous territories, consisted as protected areas, in forestry conservation, showing over 90% of photosynthetically active vegetation. The modalities of traditional settlements shown large forest loss, under the percentage of preservation established in Brazilian environmental legislation (80% of a property in the Amazon forest must be maintained as a legal reserve) in some regions (only 39% of vegetation in Rondônia, and 52% in northwest Maranhão). However, the rural settlements projects with sustainable bias, more recently implanted on Brazilian Amazon, appeared as an interesting alternative for the region, due its high photosynthetic activity. In west Pará and in south Amazonas, where these settlements prevail, the percentage of forestry is 81,3% and 80%, respectively.

Keywords: Brazilian Amazon Rainforest, Protected Areas, Legal Reserve Area, Remote Sensing, Spectral Indices.

¹ Monografia de Especialização, defendida pela primeira e orientada pelo segundo autor, no âmbito do IV Curso de Especialização em Geoprocessamento Ambiental do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília.

² Programa de pós-graduação em Geoprocessamento Ambiental, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília – UnB, Brasília (DF), Brasil. *E-mail:* yuri.roberta@gmail.com

³ Professor Adjunto III do Instituto de Geociências, Universidade de Brasília – UnB, Brasília (DF), Brasil. *E-mail:* gmbaptista@unb.br

1. INTRODUÇÃO

1.1 Objetivos

O objetivo deste trabalho foi estimar, por meio de índices espectrais aplicados em dados de sensoriamento remoto, o desmatamento existente em 2015 em áreas críticas da Amazônia Legal, considerando:

- Avaliar a contribuição dos projetos de assentamento rurais instalados na região para o desmatamento, e conseqüentemente, para a emissão de CO₂;
- Avaliar a eficiência das terras indígenas como áreas protegidas e sumidouros de CO₂

1.2 Localização da área

Neste estudo foram selecionados e analisados terras indígenas e assentamentos situados na Amazônia Legal Brasileira (definida de acordo com o Art. 3º inciso I da Lei 12.651/2012), região que inclui os estados do Acre, Amazonas, Amapá, Mato Grosso, Pará, Roraima, Rondônia, parte do Tocantins (porção norte do paralelo 13°S) e parte do Maranhão (oeste do meridiano 44°O), mais especificamente na área conhecida como “Arco do Desmatamento” (Figura 1).

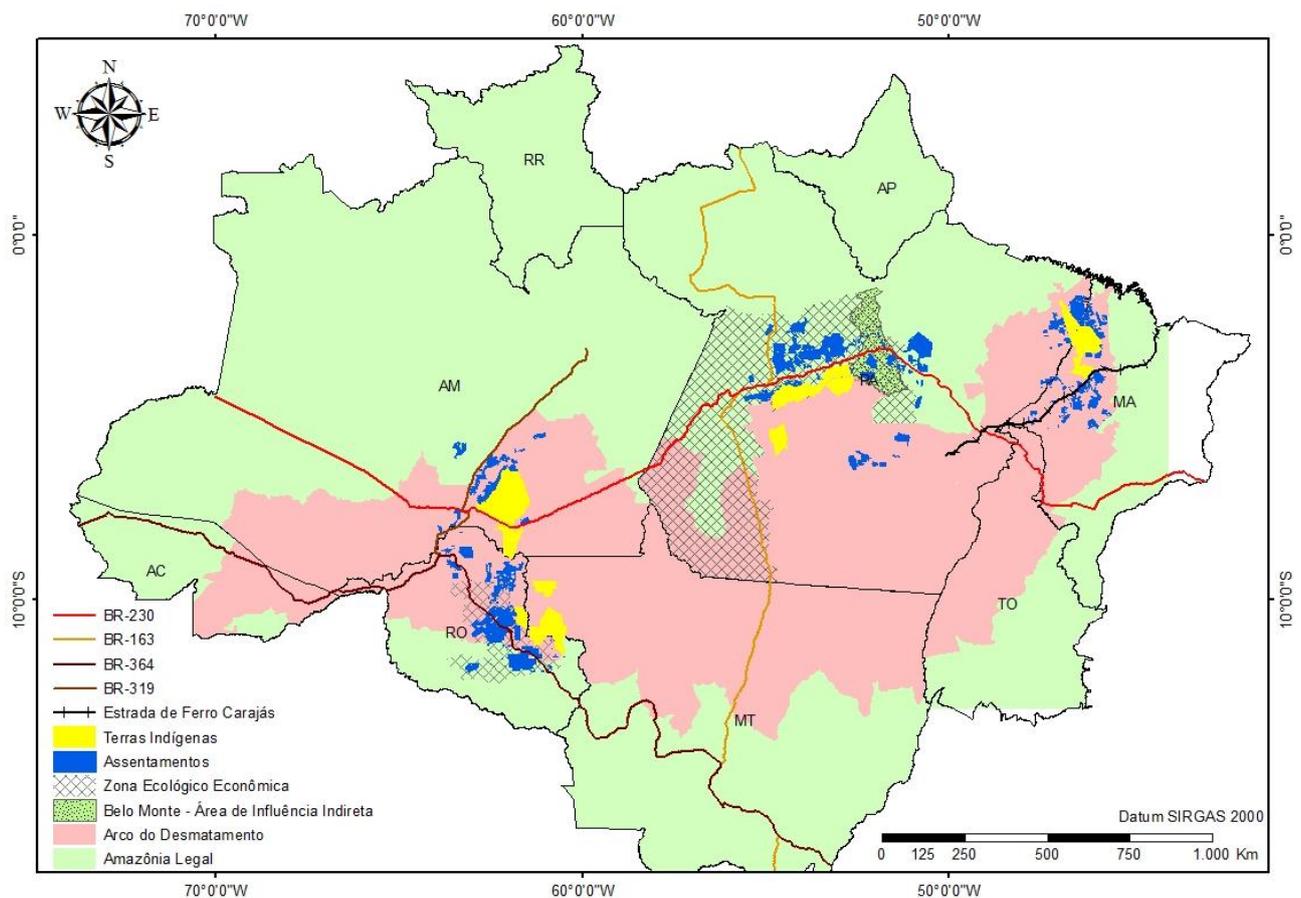


Figura 1- Localização das áreas de estudo (terras indígenas e assentamentos) na Amazônia Legal.

2. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

2.1 A importância da Floresta Amazônica no ciclo de carbono terrestre

As florestas tropicais são caracterizadas por alta produtividade, sendo responsáveis por 60% da fotossíntese terrestre (MALHI & GRACE, 2000). O ciclo do carbono de uma floresta é determinado pela assimilação do CO₂ por meio da fotossíntese bruta (FB); a liberação de carbono por meio da respiração autotrófica da vegetação; a transferência de carbono ao solo na forma de folhas, madeira e raízes em decomposição, e a exsudação de componentes orgânicos na rizosfera; e o eventual retorno deste carbono presente no solo à atmosfera através de sua decomposição e respiração por organismos heterótrofos (MALHI & GRACE, 2000). Além do retorno do dióxido de carbono à atmosfera, que havia sido originalmente removido pela fotossíntese, o CO₂ também é liberado em eventos de oxidação singulares, como incêndios; em conjunto, ambos os processos controlam, a curto prazo, o ciclo de carbono de uma região florestada (MEIR, 2008).

Anualmente, os continentes e oceanos absorvem, em média, metade das emissões antropogênicas de dióxido de carbono; estes “sumidouros” de CO₂ são modulados por mudanças e variações climáticas (SITCH, 2015). Entre 1959 e 2008, cerca de 43% das emissões anuais de CO₂ permaneceram na atmosfera; o restante foi absorvido pelos já mencionados sumidouros de carbono (LE QUERÉ *et al*, 2009). Alterações antropogênicas podem influenciar o ciclo sazonal do carbono, contribuindo para a redução da eficiência dos sumidouros de carbono; assim, a expansão e intensificação da agricultura e outras perturbações causadas pelo homem nas últimas décadas podem levar a maiores taxas de decomposição de material senescente, levando a um aumento da respiração heterotrófica e produção primária de carbono (RANDERSON *et al*, 1997).

Um estudo de campo (NEPSTAD *et al.*, 1999) estimou que o empobrecimento da floresta Amazônica por meio de desmate contribui com o acréscimo de 4-7% de liberação de carbono na atmosfera, e deixa a floresta vulnerável a incêndios, que têm o potencial de duplicar as emissões totais de carbono em anos de seca. Ademais, grande parte da floresta remanescente, adjacente a áreas de desflorestamento, torna-se fragmentada e predisposta à perda de biomassa, mesmo sem interferência humana (PERES, 1999).

A pesquisa das variações espaciais e temporais das concentrações de CO₂ atmosférico pode fornecer um panorama interessante acerca das emissões terrestres de carbono, por meio da demonstração da ocorrência de sumidouros e fontes de CO₂. Áreas de floresta tropical possuem grande potencial para o monitoramento de estoques de carbono na superfície (MALHI & GRACE, 2000). Modelos dinâmicos de vegetação oferecem a oportunidade de investigar como as mudanças

na estrutura e funcionamento dos ecossistemas terrestres em resposta às alterações das condições ambientais afetam os ciclos biogeoquímicos (SITCH *et al.*, 2015).

Dados espectrais de imagens de satélite podem ser utilizados para a modelagem do sequestro florestal de carbono, como demonstram diversos estudos. Turner e colaboradores (2004) integraram sensoriamento remoto e modelagem a partir de imagens Landsat TM+ para avaliar o fluxo de carbono em áreas florestadas situadas em Oregon, EUA. A modelagem do sequestro de carbono foi utilizada para avaliar alterações da cobertura florestal na Índia, por meio de dados orbitais IRS-IB, IC, ID e LISS-III (PRASAD *et al.*, 2003). Florestas naturais e seus estágios de sucessão secundária da bacia do Itajaí foram avaliados por meio de imagens hiperespectrais do sensor Hyperion/EO-1 (SCHRAMM & VIBRANS, 2007), que também foram utilizadas no estudo de fitofisionomias de cerrado por Souza (2009). Baptista (2004) trabalhou com a determinação de teores de CO₂ atmosférico em áreas de cerrado, tanto com dados obtidos em plataformas aerotransportadas (AVIRIS) como com os de plataforma orbital (Hyperion). O índice florestal de sequestro de carbono (CO₂flux) também foi utilizado para estimar alterações na área florestada da região amazônica em estudos conduzidos por Martins e Baptista (2013) e Silva e Baptista (2015), com dados Landsat TM+ e Hyperion, respectivamente.

2.2 Desmatamento na Amazônia induzido por assentamentos rurais

Desde o início da colonização do Brasil, a fronteira agrícola do país tem sido deslocada para o interior, com a prerrogativa de proteção do território e garantia da soberania nacional; as políticas públicas de incentivo à ocupação da Amazônia implementadas durante o Governo Vargas seguiam este padrão, que foi intensificado nos anos 70 durante a ditadura militar, sob slogans como “integrar para não entregar” e “*uma terra sem homens para homens sem terra*”. Para Abi-Eçab (2012), a Amazônia Legal foi transformada em válvula de escape dos conflitos fundiários do resto do país; por ser menos populosa e possuir muitas terras devolutas, o governo optou por realizar a reforma agrária nessa região (por exemplo, agricultores paranaenses desalojados em razão da implantação da Usina Hidrelétrica de Itaipu receberam lotes no sul do Amazonas, às margens da rodovia Transamazônica). Em decorrência deste modelo, a demografia da região amazônica é fortemente influenciada por um grande fluxo migratório de famílias entre regiões geográficas, com diferentes peculiaridades, exigências ecológicas e padrões socioeconômicos (CALANDINO *et al.*, 2012).

Segundo Le Tourneau e Bursztyn (2010), a Amazônia Legal apresenta menos de 15% da população rural do país, e abriga quase 55% dos lotes distribuídos pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária – INCRA. Para estes mesmos autores, as áreas de assentamento representam quase um terço das terras usadas na região, e quase 74% dos estabelecimentos rurais.

HEREDIA *et al.*, (2003) observaram um aumento progressivo do número de assentamentos entre 1985 e 1997 no Sudeste do Pará, concluindo que esta é uma tendência que atinge a Região Norte como um todo.

Os assentamentos são instalados em áreas-chave para a progressão das atividades agropecuárias, e acabam por preparar o caminho ou fornecer a mão de obra necessária para outros empreendimentos. Milhares de migrantes foram atraídos para a região também interessados em trabalhar nos grandes empreendimentos amazônicos, financiados ou incentivados pelo Governo Federal, ou simplesmente na busca de fortuna com o garimpo. Ressalte-se que uma boa parte dessa população permaneceu nas áreas nas quais tinha se instalado, mesmo depois do encerramento da atividade para a qual fora atraída, criando assim uma importante demanda local por terras (LE TOURNEAU; BURSZTYN, 2010; HOMMA *et al.*, 2011).

O projeto de loteamento da BR-230, também conhecida como Rodovia Transamazônica, obedeceu ao esquema conhecido como “espinha de peixe” onde, a cada cinco quilômetros na margem da rodovia Transamazônica eram abertas estradas vicinais, que dariam acesso a outros lotes (PERZ *et al.*, 2007). Os lotes cortados ao longo da rodovia Transamazônica, bem como nos 10 primeiros quilômetros das vicinais (estrada lateral), possuíam tamanhos de 100 hectares, e a partir desses 10 km, vinham as glebas de 500 hectares. (SOUSA, 2007).

Estudo conduzido por Yanai *et al.* (2015) estimou que, do total do desmatamento ocorrido na Amazônia Legal até 2013 (758.638 km²), 21% (161.833 km²) ocorreu dentro de assentamentos rurais, tendo havido uma redução de 41% da área de vegetação original dos assentamentos (396.689 km²). A área abrangida pelo estudo foi de 403.673 km² (2.738 projetos de assentamentos), o que corresponde a 8% da área total da Amazônia Legal. Os autores ressaltam que nem todo desmatamento ocorrido nos assentamentos rurais da Amazônia Legal pode ser atribuído somente às atividades produtivas dos assentados, já que uma parte deste desmatamento pode ter ocorrido antes da criação dos projetos de assentamento, ou pode ter sido provocado pela ação de outros atores (madeireiros e fazendeiros).

Martins e Baptista (2013), ao analisar os efeitos do desmatamento em Projeto de Assentamento (PA) situado no Acre, a partir do cálculo do sequestro florestal de carbono, demonstraram que, como o PA vem sendo gerido sem a preocupação com a manutenção do mínimo de vegetação nativa previsto na legislação ambiental, seu modelo não funciona como instrumento sustentável de assentamento.

2.3 Terras Indígenas como áreas protegidas na Amazônia

Um importante passo que vem sendo adotado por países com porções de seus territórios

cobertos pela Floresta Amazônica tem sido a separação de áreas que não sofram a ação de estratégias destrutivas de uso terra, sob a forma de parques, reservas ecológicas ou reservas extrativistas; as primeiras unidades de conservação (UC's) na Amazônia brasileira foram criadas pelo governo brasileiro no período entre 1959 e 1961, como uma resposta aos potenciais danos que seriam trazidos pela rápida chegada de contingentes populacionais à região (PEDLOWSKI *et al*, 1999). Além das UC's, principalmente na Amazônia, destaca-se também a presença de terras indígenas (TI's) como áreas que contribuem para a proteção da biodiversidade e promovem usos sustentáveis dos recursos naturais (MEDEIROS & ARAÚJO, 2011). Atualmente, as terras indígenas não são legalmente reconhecidas como áreas protegidas; porém, o Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas – PNAP (Decreto nº 5.758/2006) prevê ações para a conservação nessas áreas.

As terras indígenas representam 12,5% do território brasileiro e 21,2% do território da Amazônia Legal, e integram importantes mosaicos e corredores de áreas protegidas, sendo assim elementos fundamentais de uma estratégia de conservação da floresta, de prevenção e controle do desmatamento e, por conseguinte, de desenvolvimento sustentável da Amazônia (PPCDAm 2012/2015). A não ser em situação excepcional fundamentada de acordo com regulamentação da FUNAI, não é permitido realizar atividades extrativistas dentro das áreas indígenas.

Além de cobrirem extensas áreas florestais, as terras indígenas têm apresentado taxas de desmatamento baixas no interior dos seus limites, possuindo grande importância para a conservação da cobertura florestal na Amazônia (GRAÇA *et al*, 2012). Dados divulgados pelo Ministério do Meio Ambiente – MMA em novembro de 2015 revelam que o desmatamento a corte raso na Amazônia Legal, entre julho de 2014 e agosto de 2015, foi de apenas 0,96 % em terras indígenas, enquanto que os assentamentos rurais contribuíram com 26,55 % (MMA, 2015). Note-se que as TI's não estão totalmente livres das pressões relacionadas ao desmatamento e à degradação ambiental, bem como das atividades que acontecem no entorno.

2.4 Legislação

2.4.1 Terras Indígenas

Em decorrência do direito difuso ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, imposto pelo artigo 225 da Constituição Federal, as terras indígenas, sem prejuízo da missão de assegurar vida digna aos índios segundo seus costumes e tradições (artigo 231 da CF), possuem uma função de preservação ambiental a cumprir, a partir de sua instituição como espaços territoriais especialmente protegidos (artigo 225, § 1º, III da CF). A posse indígena é garantida segundo o critério de

tradicionalidade (artigo 231 da CF), o que implica o uso de baixo impacto dos recursos naturais (§1º do artigo 231). A proteção absoluta das terras indígenas é garantida ainda pelo parágrafo 6º do artigo 231, que torna nulos os atos de ocupação, domínio e posse dessas terras, bem como a exploração de suas riquezas naturais (salvo em caso de relevante interesse público da União).

Da mesma forma que ocorre com as comunidades rurais na Amazônia, é recorrente a prestação de serviços a comunidades indígenas (transporte de água e em emergências de saúde, abertura e melhoria de picadas, entre outros), por parte de madeireiros e carvoeiros, com vistas a legitimar e mesmo tornar sua presença atrativa (VARGA, 2008). Apesar da inegável importância das terras indígenas na conservação da cobertura florestal, deve-se atentar para sua vulnerabilidade a incêndios, extração madeireira e mineral ilegais, e mesmo conversão para áreas de cultivo e pastagem, em razão das atividades em áreas limítrofes.

2.4.2 Código Florestal e Lei de Crimes Ambientais

Para garantir a proteção da vegetação nativa, foi instituído o novo Código Florestal brasileiro (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012), que teve um grande impacto sobre as propriedades rurais, especialmente devido aos capítulos que tratam das Áreas de Preservação Permanente (APPs) e da Reserva Legal (RL), apesar de trazer várias disposições mais flexíveis em favor do pequeno proprietário ou possuidor rural (AMADO, 2014).

Todo imóvel rural localizado na Amazônia Legal deve manter área com cobertura de vegetação nativa, a título de Reserva Legal, de 80% (oitenta por cento), no imóvel situado em área de florestas (art. 12, inciso I, alínea “a”). Admite-se o cômputo das APPs no cálculo do percentual da Reserva Legal do imóvel (art. 15), bem como sua exploração econômica mediante manejo sustentável (art. 17, § 1º).

Nesses casos, o poder público estadual, ouvido o Conselho Estadual de Meio Ambiente, poderá reduzir a Reserva Legal para até 50% (cinquenta por cento), quando o Estado tiver Zoneamento Ecológico-Econômico aprovado e mais de 65% (sessenta e cinco por cento) do seu território ocupado por unidades de conservação da natureza de domínio público, devidamente regularizadas, e por terras indígenas homologadas (art. 12, § 5º).

Acerca da transição das explorações consolidadas em área de Reserva Legal, o artigo 66 da Lei 12.651/2012 estabelece que o proprietário ou possuidor de imóvel rural que detinha, em 22 de julho de 2008, área de Reserva Legal em extensão inferior ao permitido, poderá regularizar sua situação por meio de: I - recomposição da Reserva Legal; II - regeneração natural da vegetação na área de Reserva Legal; III - compensação da Reserva Legal. O parágrafo 2º deste artigo estabelece que *“a recomposição deverá ser concluída em até 20 anos, abrangendo, a cada 2 dois anos, no*

mínimo, 1/10 (um décimo) da área total necessária à sua complementação”.

Citando Amado (2014), *“No caso das propriedades rurais com no máximo quatro módulos fiscais até 22 de julho de 2008 e que possuam um remanescente de vegetação nativa, existe um tratamento legal favorável, pois, mesmo não possuindo os percentuais mínimos de reserva legal, não haverá necessidade da sua recomposição, visto que o artigo 67 do novo CFlo admite que a reserva legal será constituída com a área ocupada com a vegetação nativa existente em 22 de julho de 2008, vedadas novas conversões para uso alternativo do solo (desmatamentos).”*

Para este mesmo autor, em muitas passagens o novo CFlo adota dois regimes jurídicos: um de tolerância para as condutas lesivas ao ambiente, perpetradas até o dia 22 de julho de 2008, e outro rígido, para os atos praticados a partir dessa data. Isso porque, no dia 23 de julho de 2008, foi publicado o Decreto 6.514, que dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, regulamentando a Lei de Crimes Ambientais (Lei nº 9.605/1998).

2.4.3 Modalidades da reforma agrária na Amazônia

O Estatuto da Terra (Lei nº 4.504/1964) é a base legal que regula a reforma agrária no país; nele foram tratados as formas de colonização (pública e particular) e sua organização. Dentre os assentamentos agrícolas “clássicos”, encontram-se os antigos Projetos Integrados de Colonização (PIC), os Projetos de Assentamento Dirigidos (PAD) e os Projetos de Assentamento Rápido (PAR), que foram criados e titulados pela União visando à regularização de glebas rurais sob seu domínio. Atualmente, as áreas destinadas a programas de reforma agrária estão pautadas na implantação de Projetos de Assentamento – PA (Instrução Normativa INCRA nº 15/2004), que, no entanto, não incorporam a variável ambiental em sua concepção original (SILVEIRA & WIGGERS, 2013). Embora os PA's também estejam sujeitos às regras ambientais vigentes, enfocam formalmente mais os aspectos sociais e produtivos da reforma agrária, sendo percebidos pelos beneficiários como mais permissivos no que se refere às restrições para conter o desmatamento (VIEIRA, 2011).

A Portaria/MEPF/nº 88, de 06 de outubro de 1999, proíbe a obtenção de terras rurais em áreas com cobertura florestal primária na Floresta Amazônica, e em outras áreas protegidas, exceto para a criação de projetos de assentamento agroextrativista; proíbe também o assentamento de trabalhadores rurais em áreas que necessitem de corte raso em florestas primárias.

Assim sendo, podemos citar a criação dos Projetos de Assentamento Agroextrativista – PAE (Portaria INCRA nº 268/1996), voltados ao público originalmente da área; Projetos de Desenvolvimento Sustentável – PDS, (Portaria INCRA nº 477/1999), destinados às famílias que não são originárias da localidade, e que baseiam sua subsistência no extrativismo, na agricultura familiar e em outras atividades de baixo impacto ambiental; e Projeto de Assentamento Florestal

(Portaria/INCRA/P/nº 1.141, de 19 de dezembro de 2003 e Portaria/INCRA/P/nº 215, de 06 de junho de 2006), modalidade destinada a áreas com aptidão para produção florestal familiar comunitária e sustentável, especialmente aplicável à região norte. Estes modelos foram criados a partir de manifestações populares e da sociedade civil organizada, a exemplo dos seringueiros no estado do Acre, que sensibilizaram o poder público para as questões ambientais nos assentamentos realizados na floresta amazônica (SOARES *et al.*, 2007). Também exerceram pressões sobre o governo os movimentos ambientalistas, apoiados nos estudos que identificavam os assentamentos de reforma agrária como protagonistas do desmatamento da Floresta Amazônica (SILVEIRA & WIGGERS, 2013).

De modo geral, os projetos clássicos de assentamento continuam sendo os mais numerosos, representando 77% do total dos assentamentos na região amazônica (YANAI *et al.*, 2015). Entretanto, Le Tourneau (2009) reconhece uma mudança neste padrão, apontando um forte crescimento das modalidades agroextrativistas nos Estados Pará e Amazonas, onde há de fato grande presença de populações tradicionais.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Sensoriamento Remoto

Fiscalizar o cumprimento da legislação em locais de atividades que estão ligadas ao meio ambiente na Amazônia é uma tarefa difícil, dadas as especificidades da região e a falta de material, principalmente humano, disponível para os órgãos responsáveis. A geotecnologia tem se apresentado como importante ferramenta na detecção de danos ambientais, ao permitir uma ampla visão da dinâmica dos elementos que constituem uma determinada área.

Sensoriamento remoto é a tecnologia que permite obter imagens – e outros tipos de dados – da superfície terrestre, por meio da captação e do registro da energia refletida ou emitida pela superfície; a obtenção dos dados é feita sem o contato físico entre o sensor e objetos na superfície terrestre, por equipamentos instalados em plataformas terrestres, aéreas (balões e aeronaves) ou orbitais (satélites artificiais) (FLORENZANO, 2011).

Florenzano (2011) esclarece que a energia utilizada em sensoriamento remoto é a radiação eletromagnética; o espectro eletromagnético representa a distribuição da radiação eletromagnética, abrangendo desde curtos comprimentos de onda e alta frequência (como os raios cósmicos e raios gama), até longos comprimentos de onda e baixa frequência (ondas de rádio e TV). Na região do espectro visível, o olho humano enxerga a energia (luz) eletromagnética, sendo capaz de distinguir as cores do violeta ao vermelho.

Objetos da superfície terrestre (como a vegetação, água e solo) refletem, absorvem e transmitem radiação eletromagnética em proporções que variam com o comprimento de onda, de acordo com suas características biofísicas e químicas; graças a essas variações, é possível distinguir os objetos da superfície terrestre nas imagens de sensores remotos (FLORENZANO, 2011).

3.2 Correção atmosférica

Sensores de satélite coletam a radiação solar que atravessa a atmosfera; no entanto, ela é afetada por vapores de água (H₂O), moléculas, aerossóis e gases variados como ozônio (O₃), oxigênio (O₂), dióxido de carbono (CO₂), monóxido de carbono (CO), óxido nitroso (N₂O) e dióxido de nitrogênio (NO₂), o que leva à absorção e espalhamento da radiação (KAYADIBI, 2011). Apesar das bandas espectrais do sensor OLI terem sido escolhidas para evitar feições de absorção atmosférica, o impacto dos aerossóis podem ser de difícil correção devido a suas complexas propriedades de espalhamento e absorção, que variam espectralmente e conforme o tamanho, formato, densidade e propriedades químicas do aerossol (ROY *et al*, 2014). Esses efeitos atmosféricos precisam ser removidos para a realização de análises quantitativas com o espectro de reflectância das imagens e a obtenção de informações mais detalhadas acerca dos materiais presentes na superfície terrestre (KAYADIBI, 2011).

O primeiro passo para a correção radiométrica absoluta consiste em converter o número digital (DN) em radiância espectral detectada pelo sensor do satélite; depois, a radiância mensurada pelo sensor é transferida para a reflectância do alvo nas cenas da superfície terrestre, com a entrada simultânea das propriedades atmosféricas e de calibragem do sensor (CHEN *et al*, 2005). Este tipo de metodologia, que utiliza algoritmos de transferência de radiância e dados de caracterização atmosférica, possui maior potencial para aplicação automatizada em grandes áreas (ROY *et al*, 2014). As imagens Landsat 8 possuem um arquivo de metadados associado que armazena parâmetros de calibração específicos do sensor para as bandas espectrais, que podem ser usados para converter linearmente os números digitais em radiância (Wm⁻² sr⁻¹ μm⁻¹) e para converter os números digitais do OLI em reflectância (sem unidade de medida) (ROY *et al*, 2014).

Nos resultados obtidos por Kayadibi (2011) no mapeamento de minerais de alteração hidrotermal (caulinita, ilita e goetita), os métodos absolutos de correção atmosférica (Flaash e Atcor) utilizados em imagens Aster e Landsat 7 ETM + demonstraram maior êxito do que os métodos relativos (Log Residuals e IARR). Dessa forma, optou-se pela utilização da ferramenta Flaash, presente no software ENVI 5.1.

3.3 Pré-Processamento de Dados Espaciais

Para a execução do trabalho foram utilizadas 24 cenas de satélite Landsat 8-OLI. Segundo a equipe Landsat Science Team (ROY *et al.*, 2014), o satélite Landsat 8 foi equipado com dois sensores, o Operational Land Imager (OLI) e o Thermal Infrared Sensor (TIRS), sendo que as bandas OLI são espectralmente mais estreitas do que as bandas do Landsat 7 ETM+; por exemplo, a banda do infravermelho próximo (NIR) evita o traço de absorção de vapor de água ($0.825 \mu\text{m}$) que ocorria no sensor anterior. Os produtos do Landsat 8 OLI são processados em imagens que representam áreas de 185 km x 180 km, em bandas espectrais com pixels de 30 m armazenadas como números digitais de 16-bits georreferenciados, definidos na projeção Universal Transverse Mercator (UTM) com datum World Geodetic System84 (WGS84).

As bandas das imagens foram convertidas do formato número digital (DN) para radiância por meio do software ENVI 5.1, e a correção atmosférica foi feita usando o MODTRAN baseado no algoritmo de transferência de radiância *Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercube* (FLAASH), seguindo a metodologia preconizada no site da Exelis, empresa desenvolvedora do software ENVI (<http://www.exelisvis.com>), com os seguintes parâmetros: o modelo atmosférico selecionado foi o “Tropical” e o modelo *aerosol* utilizado foi o “Rural”, com visibilidade inicial de 40 km; as configurações multiespectrais Kaufman-Tanre escolhidas foram “*Over-Land Retrieval standard (660:2100 nm)*”; a média da elevação dos terrenos de interesse foi obtida junto ao *Google Earth*, por meio da ferramenta “Caminho”, traçada sobre a área de interesse, e acionamento da opção “Mostrar perfil de elevação” sobre o “caminho” recém traçado.

Após este passo, as imagens que formavam um mosaico por proximidade foram unidas por meio da ferramenta “*Seamless Mosaic*”; para tentar preservar ao máximo as características originais das imagens, não foi feita correção das cores por meio de ajuste do histograma. Sobre o resultado do mosaico, foi efetuado o cálculo do CO₂Flux, conforme as fórmulas de índice de vegetação descritas a seguir.

3.4 Índices de Vegetação

Estimar o fluxo de CO₂ distribuído espacialmente é de extrema importância para os estudos do equilíbrio regional e global de carbono. Rahman *et al.* (2001) formularam a hipótese de que a estimativa do fluxo de CO₂ dependeria tanto das mensurações da cobertura florestal como de seu estado fisiológico.

A reflectância espectral de uma folha verde sadia normalmente é baixa (~ 10%) na faixa do visível (0,4 - 0,7 μm), devido à absorção por pigmentos como a clorofila (PEREIRA *et al.*, 1996),

sendo marcantes duas bandas de absorção na região do visível, centradas em 0,45 µm (região do azul) e 0,65 µm (região do vermelho), e um pico de reflectância em 0,54 µm na região do verde, devido à conversão da energia solar pela fotossíntese (ARAUJO, 1999). Ocorre um pico de elevação (50%) no infravermelho próximo (0,7 a 1,3 µm), relacionado à estrutura celular interna das folhas, e diminuição progressiva a partir de 1,3 µm (infravermelho médio), até apresentar valores muito baixos, próximos a 2,7 µm, sendo grande a influência da concentração de água nos tecidos da planta (PEREIRA *et al.*, 1996).

Roy *et al.* (2014) informam que no Landsat 8 as bandas 2 (blue), 3 (green) e 4 (red) estão relacionadas aos comprimentos de onda do visível (azul – 0.45-0.51 µm, verde – 0.53-0.59 µm e vermelho – 0.64-0.67 µm), e a banda 5 absorve o comprimento de onda do infravermelho próximo (NIR – 0.85-0.88 µm).

Rouse *et al.* (1973) desenvolveram um modelo teórico para documentar quantitativamente as mudanças sazonais da vegetação, baseado na diferença em que a folhagem da vegetação verde absorve, e conseqüentemente reflete energia nas regiões espectrais do visível (0.5-0.7 µm) e do infravermelho próximo (0.7-1.1 µm). Como a energia da banda vermelha é fortemente absorvida e a energia da banda do infravermelho próximo é refletida pela vegetação densa, a razão da reflectância vermelha para a infravermelha forneceria um índice para medir a “intensidade de verde” da vegetação de uma cena. Apesar de uma razão simples entre a reflectância das bandas poder ser usada na mensuração relativa da “presença de verde”, desvios entre localizações, entre ciclos ou entre ambos poderiam atuar como uma grande fonte de erros. Assim, a diferença entre os valores de reflectância das duas bandas, normalizados sobre a soma destes valores, é utilizada como um índice chamado “índice de vegetação”. Rouse *et al.* (1973) concluem dizendo que, teoricamente, espera-se que os valores do índice aumentem conforme a diferença entre as bandas cresça, devido ao incremento da absorção de energia da banda do vermelho pela vegetação verde. Posteriormente, este índice ficou conhecido como índice normalizado de diferença de vegetação, ou NDVI:

$$\text{NDVI} = \frac{\text{Banda}_{\text{NIR}} - \text{Banda}_{\text{R}}}{\text{Banda}_{\text{NIR}} + \text{Banda}_{\text{R}}} \text{ ou } \frac{\text{Banda}_5 - \text{Banda}_4}{\text{Banda}_5 + \text{Banda}_4}$$

Para destacar as propriedades de reflectância da vegetação, Rahman *et al.* (2001) propuseram a integração do NDVI com o PRI (*Photochemical Reflectance Index*), com base na equação da produtividade primária líquida (NPP). Kumar & Monteith (1981) demonstraram que o ganho líquido de carbono fotossintético (produtividade primária líquida, ou *net primary productivity* – NPP) da vegetação pode ser representado pela radiação fotossinteticamente ativa absorvida pela vegetação (*photosynthetically active radiation* – PAR) relacionada com a eficiência com a qual essa

absorção é convertida em biomassa (ϵ):

$$NPP = (\epsilon \times \sum f \text{ PAR})$$

ϵ é um valor relativamente constante entre plantas de um mesmo grupo metabólico, mas pode variar dependendo do estágio fenológico, condições climáticas e estresse hídrico. Geralmente, ϵ não é deduzido diretamente por meio de sensoriamento remoto (RAHMAN *et al.*, 2001). No entanto, Gamon *et al.* (1997) demonstrou a eficácia do índice de reflectância fotoquímica (PRI) na mensuração da eficiência do uso da luz pela vegetação, que ocorre por meio da detecção da resposta de pigmentos do ciclo da xantofila a alterações nas condições luminosas:

$$PRI = \frac{\text{Banda}_{BLUE} - \text{Banda}_{GREEN}}{\text{Banda}_{BLUE} + \text{Banda}_{GREEN}} \text{ ou } \frac{\text{Banda}_2 - \text{Banda}_3}{\text{Banda}_2 + \text{Banda}_3}$$

Em razão de os resultados gerados pelo PRI serem representados em valores negativos, Rahman *et al.* (2001) propõem um reescalonamento do índice:

$$sPRI = \frac{(PRI + 1)}{2}$$

Com base nesses estudos, Rahman *et al.* (2001) propõem que a eficiência fotossintética do uso da luminosidade pela vegetação (anteriormente representada por ϵ) possa ser expressa em termos de PRI, reescrevendo a equação do NPP para incorporar o PRI como um fator de eficiência para uma estimativa instantânea das taxas fotossintéticas de um ecossistema (ou fluxo de CO₂, conforme adaptado por Baptista, 2004) (Figura 2):

$$CO_2 \text{ flux} = sPRI \times NDVI$$

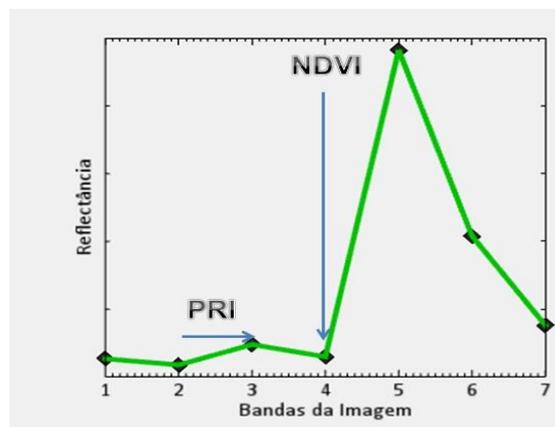


Figura 2 - Demonstração da fórmula CO₂flux em curva espectral de vegetação fotossinteticamente ativa.

3.5 Processamento de Dados Espaciais

Na classificação de imagens é atribuída a cada *pixel* da imagem uma determinada classe em função dos valores que este *pixel* apresenta, no caso em tela, como resultado da aplicação da fórmula do CO₂Flux. Esses valores foram determinados a partir da coleta de amostras de interesse (ROIs – *Regions of Interest*) de vegetação, solo exposto, queimada e água (Figura 3).

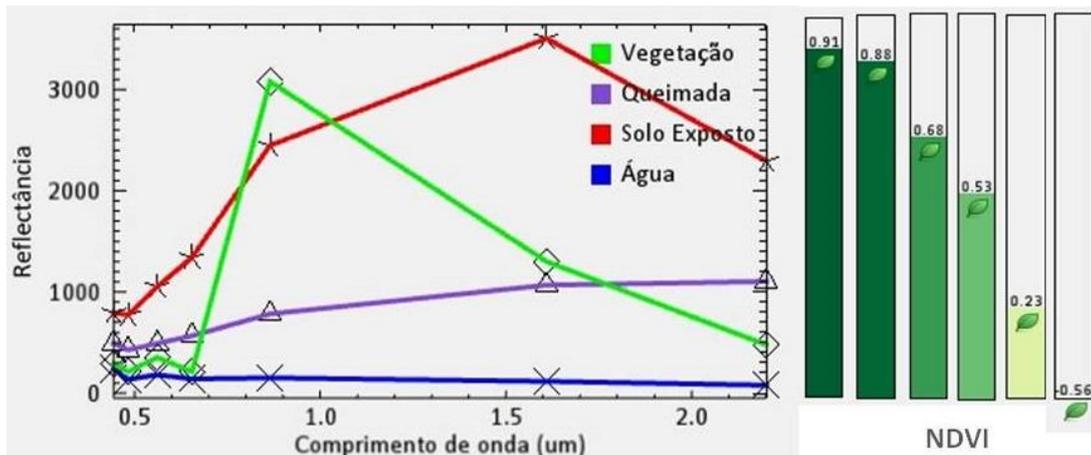


Figura 3 - As diferenças entre as curvas espectrais dos alvos são ressaltadas pela aplicação de índices de vegetação; à direita, valores de NDVI calculados pelo *ENVI Spectral Profile* para alguns alvos: vegetação (cultivo – 0.91, floresta – 0.88, cerrado – 0.68), solo exposto – 0.53, queimada – 0.23 e água – -0.56.

Os transectos coletados a partir das imagens contendo o resultado do CO₂Flux, por meio da ferramenta *Arbitrary Profile (Transect)*, permitem demonstrar o agrupamento dos valores dos alvos selecionados (Figura 4):

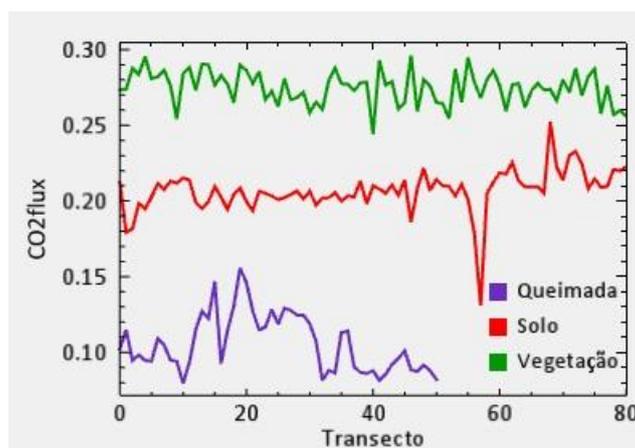


Figura 4 – Valores de CO₂flux obtidos a partir de transectos traçados sobre amostras dos alvos de interesse

Segundo o tutorial sobre a ferramenta do ENVI “*Decision Tree Classification*” (disponível em <http://www.exelisvis.com>), a árvore de decisões é um classificador que pode ser aplicado a uma

os *pixels* acima desse valor foram classificados como cultivo/capoeira. A menor resposta da floresta nesta faixa espectral deve-se ao maior sombreamento do dossel (PEREIRA *et al.*, 1996), em comparação às outras amostras.

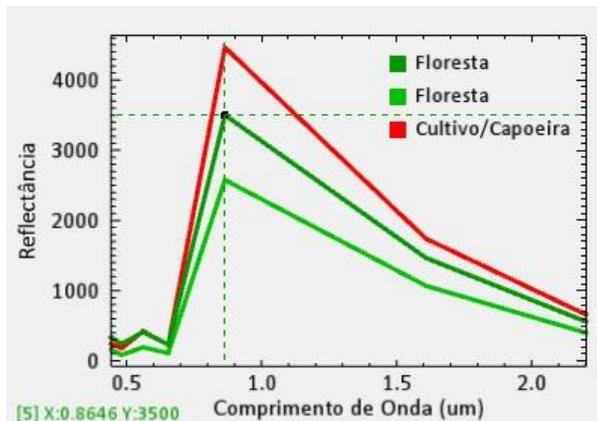
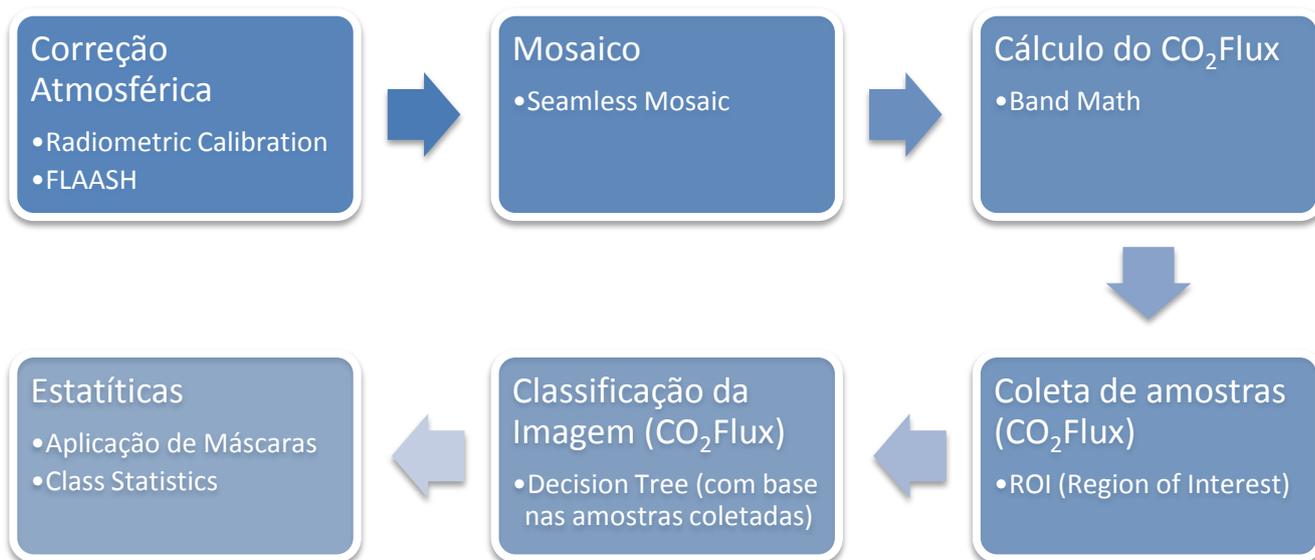


Figura 7 – Resposta da vegetação na banda 5 (infra-vermelho próximo) de imagem Landsat-8.

Diante das imagens classificadas, foram aplicadas as máscaras obtidas a partir dos *shapes* das terras indígenas e projetos de assentamento objetos deste estudo, o que possibilitou calcular a área fotossinteticamente ativa e a área sem atividade fotossintética, com base na quantidade de *pixels* presentes nas áreas de interesse (foi considerado que cada *pixel* de 30 m² representa 900 metros, ou 0,09 hectares). O *shape* utilizado para a delimitação das terras indígenas foi obtido junto ao *site* oficial da FUNAI (em <http://www.funai.gov.br/index.php/shape>). A base de dados dos projetos de assentamento foi fornecida pela Coordenação de Meio Ambiente e Recursos Naturais do INCRA.

O fluxograma abaixo apresenta um resumo do processo e as ferramentas do ENVI utilizadas:



4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Estado do Pará

O Pará apresenta mais de 30% de sua área coberta por assentamentos – o Estado com maior percentual em área de assentamentos (CALANDINO, 2012). Em seus estudos, Heredia *et al.* (2003) demonstram que o rebanho dos assentamentos analisados por eles no Pará corresponde a 25% do total regional.

O projeto de loteamento da Rodovia Transamazônica BR-230 (Projetos Integrados de Colonização - PIC) obedeceu ao esquema conhecido como “espinha de peixe” onde, a cada cinco quilômetros na margem da rodovia Transamazônica eram abertas estradas vicinais, que dariam acesso a outros lotes (PERZ *et al.*, 2007), o que pode ser observado na Figura 8. Os lotes cortados ao longo da rodovia Transamazônica, bem como nos 10 primeiros quilômetros das vicinais (estrada lateral), possuíam tamanhos de 100 hectares, e a partir desses 10 km, vinham as glebas de 500 hectares. (SOUSA, 2007).

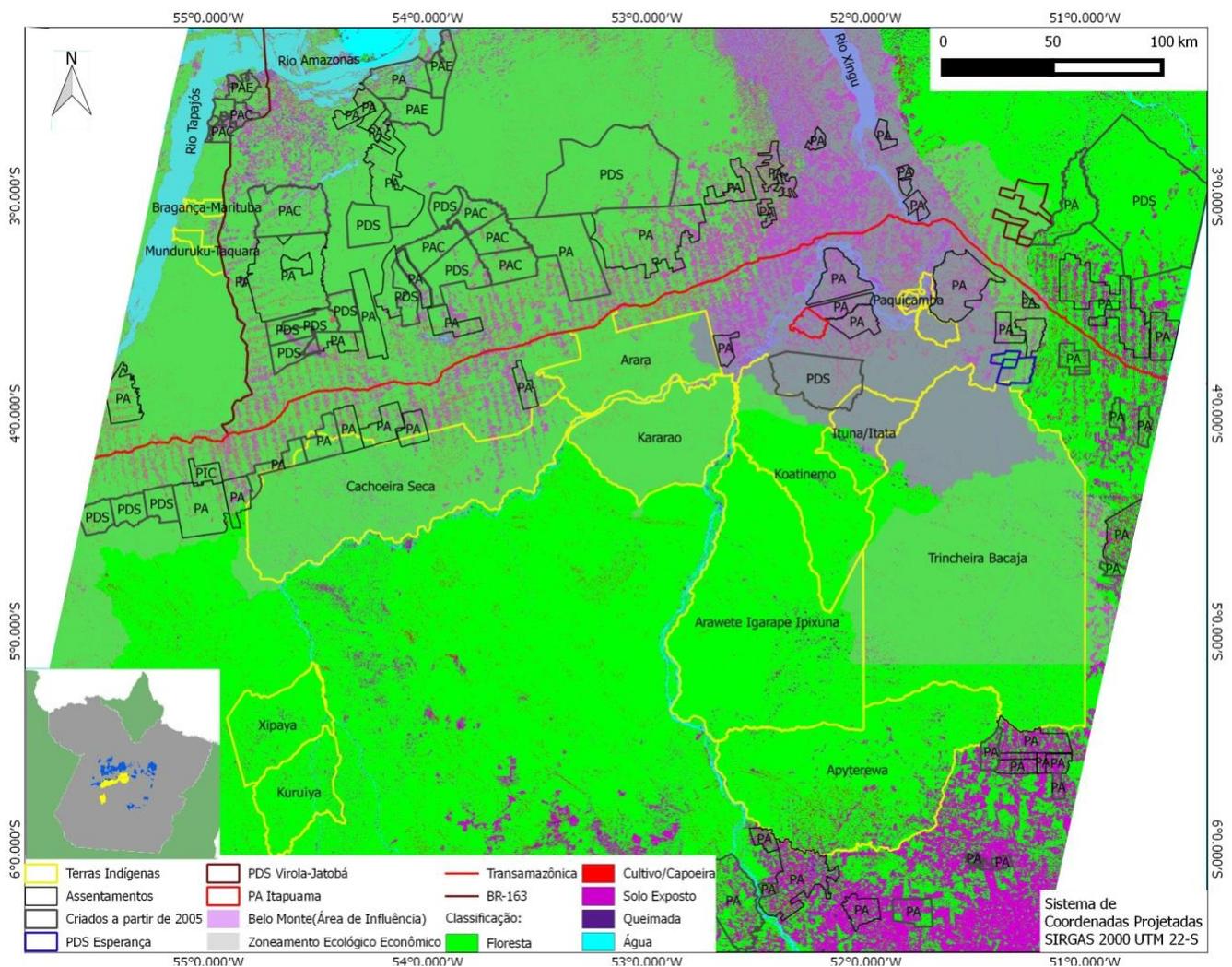


Figura 8 - Oeste do Pará. Resultado da classificação do CO₂ flux.

Tabela 1- Estatística da classificação de pixels no Oeste do Pará.

Assentamentos				Terras Indígenas			
Classes		Quantidade de Pixel	Área (hectares)	%	Quantidade de Pixel	Área (hectares)	%
Vegetação	Floresta	29.961.764	2.696.558,76	81,3%	61.298.784	5.516.890,56	97,4%
	Cultivo/ Capoeira	1.400.505	126.045,45	3,8%			
Solo		5.137.083	462.337,47	13,9%	1.375.537	123.798,33	2,2%
Queimada		235.088	21.157,92	0,6%	150.304	13.527,36	0,2%
Água		129.336	11.640,24	0,4%	125.541	11.298,69	0,2%
Total		36.863.776	3.317.776,11	100,0%	62.950.166	5.665.514,94	100,0%

Tabela 2 - Relação de imagens Landsat 8-OLI utilizadas na análise da região.

Órbita/Ponto	Data
226-62	07/08/2015 13:42:06
226-63	22/07/2015 13:42:30
227-63	29/07/2015 13:48:28
227-64	29/07/2015 13:48:54
225-62	15/07/2015 13:35:24
225-63	15/07/2015 13:35:48
225-64	15/07/2015 13:36:12
226-64	22/07/2015 13:42:25
227-62	14/08/2015 13:47:55

Em 2009, após consulta ao CONAMA, foi aprovado o Zoneamento Ecológico Econômico da área de influência das rodovias BR-163 (Cuiabá-Santarém) e BR-230 (Transamazônica) no Estado do Pará (Lei Estadual nº 7.243, de 09 de janeiro de 2009), conforme região delimitada na Figura 8. No ZEE ficou estabelecido que as florestas das unidades de conservação criadas no território paraense a partir de 06 de maio de 2005 (data de entrada em vigor do Macrozoneamento do Pará) seriam usadas preferencialmente para compensação de reserva legal de assentamentos de reforma agrária, em áreas já consolidadas até esta data. Além disso, para os imóveis rurais com passivo florestal anterior a esta data, o CONAMA autorizou a redução da recomposição da reserva legal para 50%, não se aplicando a desmatamentos realizados após esta data (Decreto nº 7.130 de 11 de março de 2010). Este contexto pode explicar a alta presença de vegetação fotossinteticamente ativa nos assentamentos criados a partir de 2005:

Tabela 3- Estatística da classificação de pixels em assentamentos no Oeste do Pará:

Assentamentos criados a partir de 2005		
Classes	Área (hectares)	%
Floresta	1.622.995	88,0%
Cultivo	49.745	3,0%
Solo	152.132	8,0%
Queimada	11.181	0,6%
Água	7.680	0,4%
Total	1.843.733	100,0%

Santos (2011) realizou um estudo comparativo entre os PDS Virola-Jatobá, PDS Esperança e PA Itapuama (localização na Figura 8). A ocupação das terras hoje designadas como PDS Virola-Jatobá e PDS Esperança não foi dirigida pelo Estado, e sim por meio do forte apoio da Igreja Católica local, na figura da irmã Dorothy Stang, diante dos vários conflitos entre pecuaristas e madeireiros que pretendiam as mesmas glebas com os movimentos sociais locais. O Plano de Uso implantado nos PDS não permite abertura de pastagem superior a 4 hectares por lote, e destina 20 hectares de terra para cada família, sendo o restante das áreas de floresta destinadas como reserva legal para uso coletivo mediante Plano de Manejo Florestal, tendo como detentora legal as associações dos PDS. De acordo com Santos (2015), a implantação do Plano de Manejo contribuiu para a retirada dos madeireiros ilegais que invadiam e saqueavam os recursos florestais dos lotes mais distantes.

No levantamento feito por Santos (2011), foi identificada uma alta taxa de abandono e venda de direitos na área de expansão do PA Itapuama, atribuídos ao processo de seleção de clientes de reforma agrária efetuado pelo INCRA, uma vez que grande parte das famílias selecionadas não tinham a terra como principal fonte de reprodução familiar, mantendo outras atividades fora do lote, tais como empregos na prefeitura e comércios da cidade de Altamira. A mesma autora destaca ainda diferenças internas em relação à modalidade PDS, que fazem com que o PDS Virola-Jatobá se assemelhe mais à expansão do PA Itapuama, em termos da grande mobilidade das famílias, possivelmente devido ao solo favorável ao cultivo de cacau no PDS Esperança que não está presente nos outros assentamentos estudados.

A quantificação de CO₂flux demonstra maior área fotossinteticamente ativa nas modalidades sustentáveis de assentamento, em relação ao PA convencional estudado:

Tabela 4- Estatística da classificação de pixels em assentamentos no Oeste do Pará:

Assentamento	Atividade fotossintética		Sem atividade fotossintética	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%
PDS Esperança	24.700,14	92	2.264,22	8
PDS Virola-Jatobá	50.352,84	90	5.980,59	10
PA Itapuama	12.043,71	70	5.154,21	30

Quanto à influência de grandes empreendimentos na região, citamos a Usina Hidrelétrica de Belo Monte (área de influência indireta demonstrada na Figura 8), cujas condicionantes ambientais exigidas para sua implantação foram, entre outras, a demarcação física das TI's Arara da Volta Grande e Cachoeira Seca, o que ocorreu em 2010, data do leilão da Usina. Outras condicionantes tratavam da desintrusão de terras indígenas; o processo das TI's Apyterewa e Arara da Volta Grande, incluindo reassentamento e indenização dos não-indígenas de boa-fé, se iniciou em 2011,

ao passo que o levantamento fundiário da TI Cachoeira Seca ainda não foi concluído (ISA-XINGU, 2014). Segundo Perz *et al.* (2007), os colonos teriam se instalado informalmente na TI Cachoeira Seca do Iriri por meio de estradas não-oficiais construídas por madeireiros. Dessa forma, foi observado que 60% da área sem atividade fotossintética (classe “solo exposto” somada à classe “queimada”) nas terras indígenas selecionadas para este estudo encontram-se nas TI’s supramencionadas:

Tabela 5- Estatística da classificação de *pixels* em terras indígenas no Oeste do Pará:

Terra Indígena	Área sem atividade fotossintética (ha)	Percentual relativo à área sem atividade fotossintética em TI’s no Pará
Cachoeira Seca	36.994,77	27%
Apyterewa	45.328,68	33%
Total da área de estudo	137.325,69	-

4.2 Estado de Rondônia

Os esforços para ocupar Rondônia não podem ser explicados sem se incluir a forte influência de grandes empréstimos oriundos de órgãos multilaterais de desenvolvimento, especialmente o Banco Mundial, que aprovou em 1980 o empréstimo para pavimentar a BR-364 (Porto Velho-Cuiabá – localização na Figura 9) como parte de um amplo programa de desenvolvimento regional chamado “Programa Integrado de Desenvolvimento do Noroeste do Brasil” (POLONOROESTE) (PEDLOWSKI *et al.*, 1999). Este empreendimento causou uma corrida pela terra sem precedentes na história do Brasil, proporcionando o maior crescimento populacional do país na década de 80, com um aumento de 324% (BATISTA, 2001).

Dentre as políticas de ação que ocasionaram o interesse migratório, pode-se ressaltar o crescimento da indústria madeireira, que aliadas às melhorias nas estradas propiciaram maior acesso aos agricultores e camponeses às áreas até então inacessíveis; o desmatamento, que começou a se expandir para o interior do Estado, até então concentrado na área central; e as queimadas, causadas pela população no manejo de pastagens e áreas agrícolas (BATISTA, 2001). Fearnside e Ferreira (1985) destacam que a maioria das estradas construídas durante o POLONOROESTE cruzou ou margeou áreas ocupadas por unidades de conservação ou reservas indígenas, o que pode ser observado na Figura 9. Essa proximidade levou a sérios conflitos entre colonos e comunidades indígenas (deixando uma série de grupos à beira da extinção), bem como à contínua invasão de unidades de conservação.

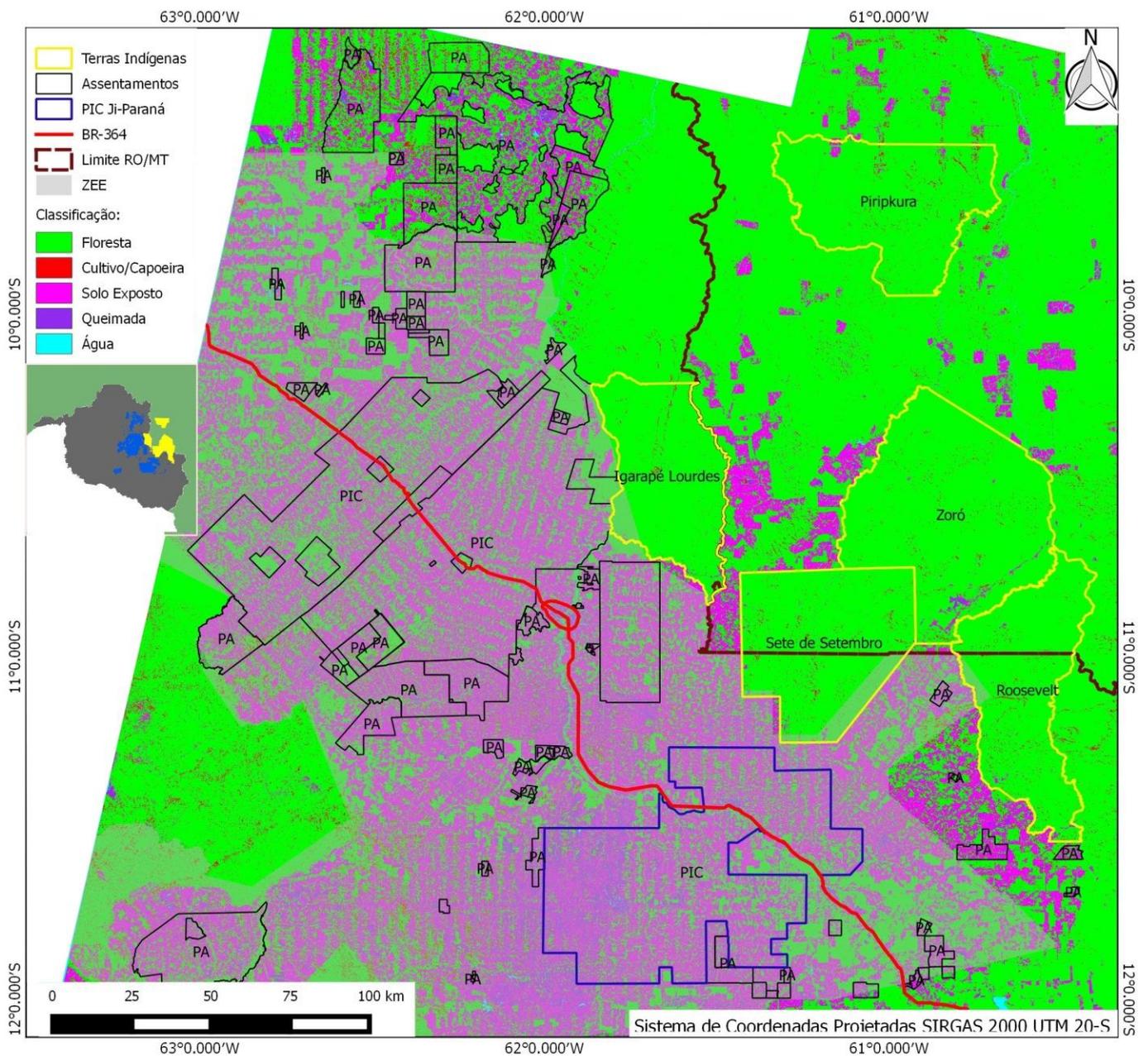


Figura 9 - Divisa do Estado de Rondônia com Mato Grosso. Resultado da classificação de CO₂flux.

Tabela 6- Estatística da classificação de pixels na divisa do Estado de Rondônia com Mato Grosso:

Assentamentos				Terra Indígena			
Classes	Quantidade de Pixel	Área (hectares)	%	Quantidade de Pixel	Área (hectares)	%	
Vegetação	Floresta	8.751.326	787.619,34	38,99%	13.990.265	1.259.123,85	98,90%
	Cultivo/Capoeira	576.395	51.875,55	2,57%			
Solo	11.809.250	1.062.832,50	52,60%	123.094	11.078,46	0,90%	
Queimada	1.231.096	110.798,64	5,50%	23.892	2.150,28	0,20%	
Água	78.373	7.053,57	0,30%	5.556	500,04	0,00%	
Total	22.446.440	2.020.179,60	100,00%	14.142.807	1.272.852,63	100,00%	

Tabela 7 – Relação de imagens Landsat 8-OLI utilizadas na análise da região.

Órbita/Ponto	Data
230-67	03/08/2015 14:08:22
231-67	25/07/2015 14:14:31
230-68	03/08/2015 14:08:46
231-68	26/08/2015 14:15:07

Para ilustrar as altas taxas de desmatamento praticadas pelos assentamentos implantados nesse período, citamos o exemplo do PIC Ji-Paraná (v. Figura 9), criado em 1972, que possui apenas 30% de área florestada fotossinteticamente ativa, abaixo, portanto do percentual de reserva legal preconizado na legislação.

Ressalte-se que o Zoneamento Ecológico Econômico do Estado de Rondônia (indicado na Figura 9), sancionado pela Lei Complementar Estadual nº 233 de 06 de junho de 2000, estabeleceu que a recomposição da reserva legal para a região abrangida por este estudo é de 50% para áreas já convertidas até a data da publicação da Lei; para novos desmatamentos, a reserva legal deve manter o mínimo de 80% da propriedade rural.

Mesmo diante dessa redução, observamos que os assentamentos abrangidos pelo ZEE tendem a manter um percentual de reserva legal próximo aos 39%, ou seja, não foi promovida sua recuperação.

As mazelas do POLONOROESTE tiveram uma forte repercussão internacional, o que gerou mudanças operacionais na implementação de projetos financiados pelo Banco Mundial; dentre os componentes que objetivavam mitigar os problemas causados estavam a demarcação de unidades de conservação e terras indígenas, o que ocorreu de forma bastante lenta e acompanhada por processos de grilagem (PEDLOWSKI *et al.*, 1999).

Assim, citando como exemplo a terra indígena Sete de Setembro (v. Figura 9), quando esta foi finalmente demarcada, parte do território Suruí foi excluída para beneficiar colonos assentados erroneamente e fazendeiros que invadiram seu território. Esta terra indígena tem sido alvo de atividade madeireira ilegal desde meados da década de 80, com conivência dos próprios indígenas, que receberiam dos madeireiros apenas 2% do valor de mercado pelo produto (FERRONATO; NUNES, 2011). Recentemente, com o empobrecimento dos recursos madeireiros, a população dos Paiter-Suruí tem convertido as áreas de floresta para a introdução das atividades de pecuária e cafeicultura, como alternativa econômica, por meio da prática agrícola de corte e queima (GRAÇA *et al.*, 2012).

O cálculo de CO₂flux para esta TI identificou 97% de cobertura florestal nesta área indígena.

4.3 Estado do Amazonas

O sul do Amazonas é uma região importante e estratégica para impedir o avanço do desmatamento na Amazônia; ela difere bastante do restante do Estado em termos de logística e transporte, onde o meio principal é fluvial. Essa região apresenta rodovias federais e estaduais que se constituem no principal meio de transporte, sendo as vias pelas quais o desmatamento se expande (CENAMO *et al.*, 2011; SILVEIRA, WIGGERS 2013), o que pode ser observado na Figura 10:

Tabela 8 - Estatística da classificação de *pixels* no Sul do Amazonas:

Assentamentos				Terras Indígenas			
Classes		Quantidade de Pixel	Área (hectares)	%	Quantidade de Pixel	Área (hectares)	%
Vegetação	Floresta	12.279.063	1.105.115,67	80,9%	21.529.134	1.937.622,06	93,9%
	Cultivo/ Capoeira	1.027.763	92.498,67	6,8%			
Solo		1.491.469	134.232,21	9,8%	69.618	6.265,62	0,3%
Cerrado		-	-	-	1.111.012	99.991,08	4,9%
Queimada		264.716	23.824,44	1,7%	162.695	14.642,55	0,7%
Água		117.113	10.540,17	0,8%	49.201	4.428,09	0,2%
Total		15.180.124	1.366.211,16	100,0%	22.921.660	2.062.949,40	100,0%

Tabela 9 - Relação de imagens Landsat 8-OLI utilizadas na análise da região.

Órbita/Ponto	Data
231-65	25/07/2015 14:13:44
232-65	01/08/2015 14:19:56
231-66	25/07/2015 14:14:08
232-66	01/08/2015 14:20:19
231-64	25/07/2015 14:13:20
232-64	01/08/2015 14:19:32

Segundo CENAMO *et al.* (2011), as áreas desmatadas e sob pressão de desmatamento estão localizadas principalmente às margens da rodovia Transamazônica, com destaque para a vila de Santo Antonio do Matupi (Figura 10), também chamada de “Vila do km 180”, no município de Manicoré. A vila conta com uma administração quase que independente; sua população é composta por mais de 5.000 habitantes, principalmente imigrantes de fora do Amazonas que se assentaram no local após a abertura da Transamazônica. O rebanho é composto por cerca de 50.000 cabeças, e a extração de madeira é intensa, diante da presença de 22 serrarias (CENAMO *et al.*, 2011), que aos poucos migraram dos estados vizinhos de Rondônia e Mato Grosso.

Acerca do PE Matupi, este trabalho identificou área florestada em 55% do assentamento, abaixo, portanto dos 80% de reserva legal exigidos pela legislação.

A localização da vila, limítrofe à área ocupada pelos Tenharim, bem como a intervenção da BR-230, que corta a TI Marmelos (conforme visualizado na Figura 10), exercem grande pressão sobre o desmatamento no interior das áreas protegidas. Entretanto, a ausência de atividade fotossintética observada nesta TI (20% da área dos Tenharim) deve-se à presença de manchas de cerrado na região (em destaque na Figura 10), conforme descrito pelo Instituto Chico Mendes em seu Diagnóstico Ambiental do Parque Nacional dos Campos Amazônicos – PNCA (ICMBio, 2009). A grande área de cerrado mostrada na figura foi caracterizada como refúgio ecológico, tendo sido identificadas espécies características de diferentes regiões do cerrado nesta porção cercada por floresta ombrófila. O PNCA faz fronteira com a terra indígena Tenharim Marmelos, e foi criado como compensação à reserva legal de assentamentos, a partir do repasse de terras públicas sem potencial para reforma agrária do MDA (Ministério do Desenvolvimento Agrário) para o MMA (Ministério do Meio Ambiente) (ICMBio, 2014). A ocorrência de manchas abruptas de savana em meio à floresta amazônica já foi identificada também em outras regiões sul-americanas, e diversos estudos demonstram que sua origem está ligada a processos geológicos (CARNEIRO FILHO, 1993; HAYAKAWA *et al.*, 2009). Existem no sul do Amazonas aproximadamente 560 mil hectares de campos de cerrados, distribuídos principalmente sobre a Planície Amazônica entre os rios Purus e Madeira; a região não é coberta por campos contínuos, mas por várias unidades isoladas entremeadas por matas (MARTINS *et al.*, 2006).

Com vistas a separar as manchas de cerrado das áreas que poderiam vir a ser consideradas como desmatadas, foi feito um processamento adicional, onde os valores de CO₂flux classificados como “solo exposto” foram subdivididos a partir dos valores de reflectância apresentados pela banda 5 (infravermelho próximo) da imagem Landsat 8-OLI, uma vez que as amostras coletadas permitiram inferir que valores inferiores a 2.500 representam as ocorrências de cerrado (Figura 11). Diante dessa nova classificação, foram identificados apenas 0,3% de área desmatada nas terras indígenas desta região.

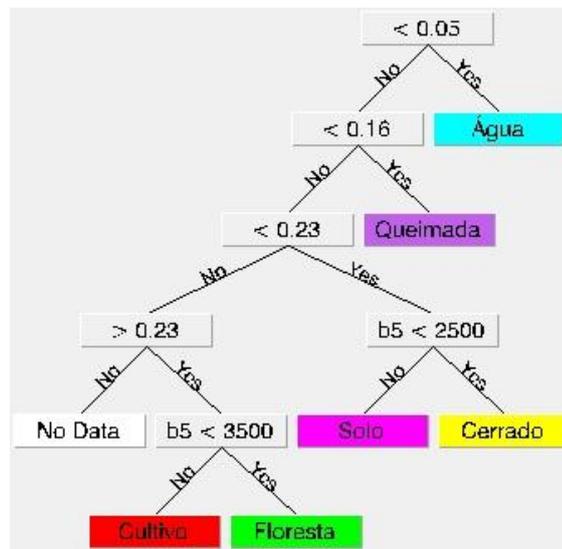


Figura 11 - Árvore de decisões utilizada para classificar a área de estudo no Sul do Amazonas.

Diferentemente de outras modalidades de assentamentos agrários, em que ocorre o deslocamento de pessoas para o espaço recém-criado, o Projeto de Assentamento Agroextrativista (PAE) tem como objetivo regularizar as terras para populações extrativistas e ribeirinhas que já utilizavam a floresta para sua sobrevivência, sendo um exemplo da influência das atuais políticas de regularização fundiária da Amazônia para a constituição dos “assentamentos sustentáveis” (SILVEIRA; WIGGERS, 2013). A alta taxa de área fotossinteticamente ativa apresentada pelos assentamentos no Amazonas serve como indicativo da eficiência dessas modalidades para a manutenção da vegetação nos projetos de reforma agrária.

Costa e Ravena (2014) estudaram dois assentamentos em Humaitá (sul do Amazonas) com viés “sustentável” (ambos em destaque na Figura 10). O Projeto de Assentamento Agroextrativista (PAE) Botos foi criado em 2004, onde estão instaladas aproximadamente 58 famílias, possuindo capacidade para 200 famílias; as principais atividades produtivas desenvolvidas no assentamento são o extrativismo de castanha e açaí, pesca, e mandioca para produção de farinha. Em relação ao Projeto de Desenvolvimento Sustentável (PDS) Realidade, este foi criado em 2007; é constituído por cerca de 165 famílias, mas a capacidade do assentamento informada pelo INCRA é de 250 famílias. Está instalado no km 100 da BR-319 (Manaus-Porto Velho) e tem sua dinâmica econômica e social associada à influência da rodovia. Ao contrário do PAE Botos, que é constituído de comunidades tradicionais, a população do PDS Realidade é formada principalmente por migrantes vindos das regiões Sul e Centro-Oeste do Brasil; mesmo assim, neste PDS foi observada a incorporação de sistemas agroflorestais com práticas agroecológicas, em oposição ao monocultivo, exemplificando a capacidade de adaptação dos camponeses a diferentes contextos sociais. As autoras identificaram uma certa estabilidade nos assentamentos estudados, com aplicação de tecnologias de base agroecológica e adoção de práticas menos nocivas de cultivo e extrativismo. No

entanto, foi observada também a venda de lotes, favorecendo o processo de grilagem e a venda ilegal de madeira.

O cálculo do CO₂flux para ambos os assentamentos apresentou 99% de área fotossinteticamente ativa.

Rondônia e Amazonas contrastam nitidamente em termos de desmatamento. Para Fearnside *et al.* (2009), Rondônia é a principal fonte de migrantes que se deslocam para outras áreas no sudoeste da Amazônia, como o estado do Acre e a parte sul do Amazonas (Apuí, Santo Antônio do Matupi, Humaitá, Lábrea e Boca do Acre), especialmente desde o abandono da Rodovia BR-319 (Manaus – Porto Velho), que se encontra indicada na Figura 10. No entanto, com a pavimentação dessa via de acesso, que está desativada desde 1988, se espera uma nova frente de ocupação e desmatamento na região.

4.4 Estado do Maranhão

O projeto de colonização do Alto Turi (PCAT), localizado no Noroeste do Estado do Maranhão, foi um modelo experimental de assentamento rural planejado e desenvolvido pela SUDENE (Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste) no início da década de 1960, onde famílias foram deslocadas do semiárido nordestino para os vales úmidos maranhenses (RODRIGUES, 2013). Além do projeto agrícola da SUDENE, seis das quinze áreas indígenas do Maranhão sofrem influência da estrada de ferro Carajás (v. Figura 12), que se estende de Marabá (PA) até São Luís (MA) (PEDROSA, 2012). A demanda por madeira em forma de lenha é fortemente aquecida pela demanda de carvão vegetal pelas siderúrgicas, onde se utiliza os lotes dos assentados como base para instalação de baterias de fornos (KOWARICK, 2012).

Devido à alta incidência de nuvens sobre a terra indígena Caru, os resultados abaixo não levam em consideração a área desta TI:

Tabela 10- Estatística da classificação de *pixels* na divisa do Maranhão com o Pará:

Assentamentos				Terras Indígenas (sem considerar a TI Caru)			
Classes		Quantidade de Pixel	Área (hectares)	%	Quantidade de Pixel	Área (hectares)	%
Vegetação	Floresta	10.278.428	925.058,52	51,8%	9.843.306	885.898	95,4%
	Cultivo/ Capoeira	789.832	71.084,88	4,0%			
Solo		8.155.623	734.006,07	41,0%	442.970	39.867,30	4,3%
Queimada		403.016	36.271,44	2,0%	19.316	1.738,44	0,2%
Água		244.456	22.001,04	1,2%	10.012	901,08	0,1%
Total		19.871.355	1.788.428,07	100,0%	10.315.604	928.404,36	100,0%

Tabela 11 - Relação de imagens Landsat 8-OLI utilizadas na análise da região

Órbita/Ponto	Data
222-62	12/09/2015 13:17:13
222-61	12/09/2015 13:16:49
222-63	27/08/2015 13:17:30
221-63	19/07/2015 13:11:06
222-64	27/08/2015 13:17:54
221-64	19/07/2015 13:11:30

A Comunidade de Nova Conquista (assinalada na Figura 12) se estruturou nesse processo. Localizada a 90 km de Zé Doca (MA), tem aproximadamente 1.600 habitantes, cuja sobrevivência está assentada na lavoura; existem relatos de tráfico intenso de madeira oriunda das terras indígenas no assentamento, que se localiza a apenas 17 km da TI Awá Guajá (RODRIGUES, 2013).

No presente estudo, este assentamento apresentou apenas 25% de vegetação fotossinteticamente ativa.

Dados do INPE de 2009 acerca da terra indígena Awá Guajá (que pode ser observada na Figura 12), que mostravam que 31% de sua cobertura florestal haviam sido derrubados ilegalmente, ganharam repercussão internacional ao serem divulgados pela ONG Britânica Survival International, que chamava a atenção para o fato de ser a mais desmatada de todas as terras indígenas situadas na Amazônia Legal (RODRIGUES, 2013). A área indígena Awá-Guajá havia sido ocupada nos anos 1990 por cerca de 300 famílias camponesas (RODRIGUES, 2013), e teve seu processo de desintrusão ordenado em 2014. Além disso, vem sendo seriamente ameaçada por empresas agropecuárias que reivindicam uma vasta extensão de terras incidentes no território indígena (PEDROSA, 2012).

Neste trabalho foram apurados 20% de área sem atividade fotossintética na referida terra indígena.

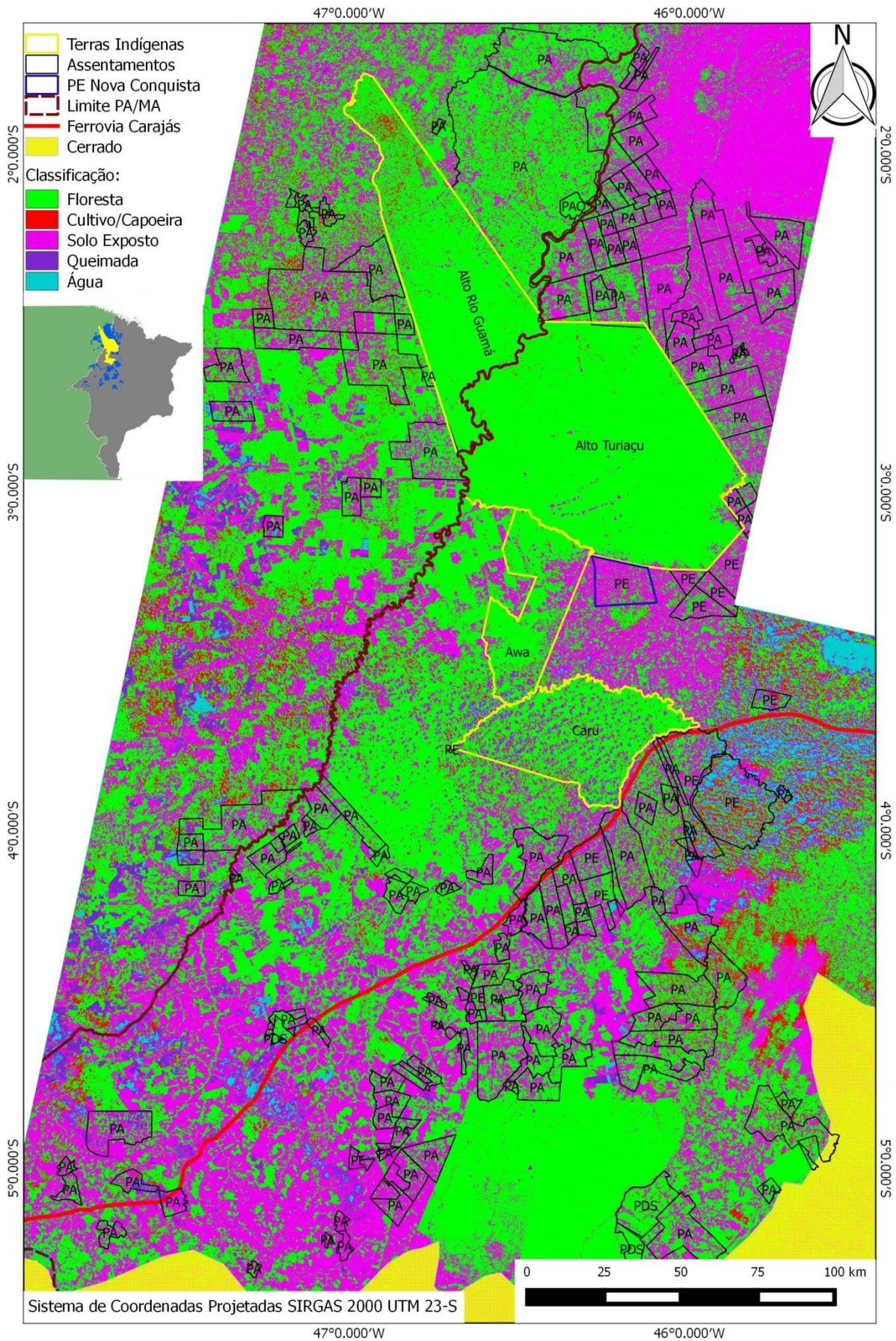


Figura 12 - Divisa do Noroeste do Maranhão com o Pará. Classificação do resultado do CO₂flux.

5. CONCLUSÕES

Como esperado, os resultados demonstram que as áreas protegidas amenizam a tendência de desmatamento externa aos assentamentos, conforme consolidado no Gráfico 1. Entretanto, um dos desafios para a conservação da Amazônia é a manutenção de cobertura florestal fora dessas áreas. No presente levantamento, foi observado que as modalidades de assentamento tradicionais apresentaram grande perda de cobertura florestal; em algumas regiões (divisa de Rondônia com Mato Grosso, e Noroeste do Maranhão), os percentuais de reserva legal encontram-se abaixo do estabelecido no Código Florestal (Gráfico 2).

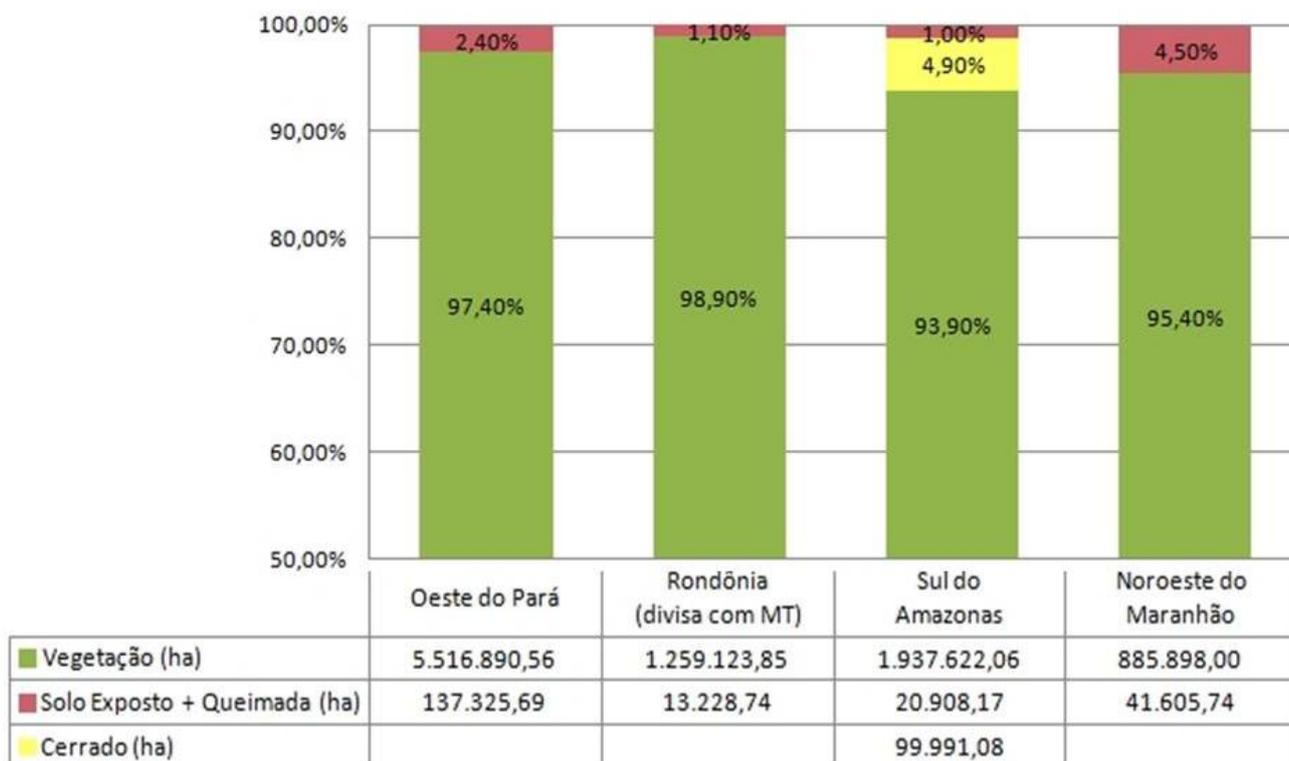


Gráfico 1 - Resultados da resposta fotossintética para as terras indígenas estudadas.

Sem alternativas tecnológicas e sem infraestrutura de boa qualidade, os assentados extraem renda de seus lotes com a estratégia mais eficiente no curto prazo, a retirada da madeira, e consequente conversão da terra em pastagem para uma futura venda, mesmo que proibida (LE TOURNEAU, 2010). Ludewigs *et al.* (2009) observaram que o preço da terra desmatada chega a ser sete vezes mais alto do que de propriedades florestadas. Diante deste contexto, Le Tourneau *et al.* (2010) apontam a presença de madeireiras ilegais como efeito inevitável da implantação dos assentamentos. Assentados instalados no município de Buriticupu (MA) relatam a ocupação de fazendas “improdutivas” por madeireiros antes da desapropriação, com intensa retirada de madeiras

comerciais; poucos teriam recebido seus lotes com a floresta nativa inexplorada (KOWARICK, 2012).

Outros estudos observaram haver maior desmatamento no interior dos assentamentos, quando comparado às áreas externas (CALANDINO *et al.*, 2012), com conversão das áreas de floresta para pastagem ou culturas agrícolas (LUDEWIGS *et al.*, 2009, HOMMA *et al.*, 2011), e com alterações na paisagem da reserva legal, sem respeitar os limites impostos pelo Código Florestal (KOWARICK, 2012; CASTRO; WATRIN, 2013; COELHO *et al.*, 2013). Para Homma *et al.* (2011), os assentados absorvem os impactos ambientais em suas propriedades ao atuar como fornecedores de bezerros machos, capitalizando os médios e grandes criadores de gado. Cabe assinalar que não existe um padrão homogêneo de desflorestamento nos assentamentos, que pode variar segundo fatores como: tipo de atividade produtiva, acesso ao mercado, padrões culturais dos assentados e tempo de instalação nos assentamentos (LE TOURNEAU *et al.*, 2010).

No entanto, Calandino *et al.* (2012) destacam que os assentamentos possuem taxas médias anuais de desmatamento menores do que o desmatamento fora dessas áreas, o que teria um efeito positivo em relação ao desflorestamento mais dinâmico executado pelos latifúndios (PACHECO, 2009). Orsi (2005) declara que, embora os latifúndios sejam os responsáveis pela grande porcentagem do desflorestamento, os pequenos produtores continuam a desmatar para sobreviver, abrindo áreas do mesmo tamanho anualmente, ou seja, não sofrem variação anual significativa em função de investimentos ou da economia nacional.

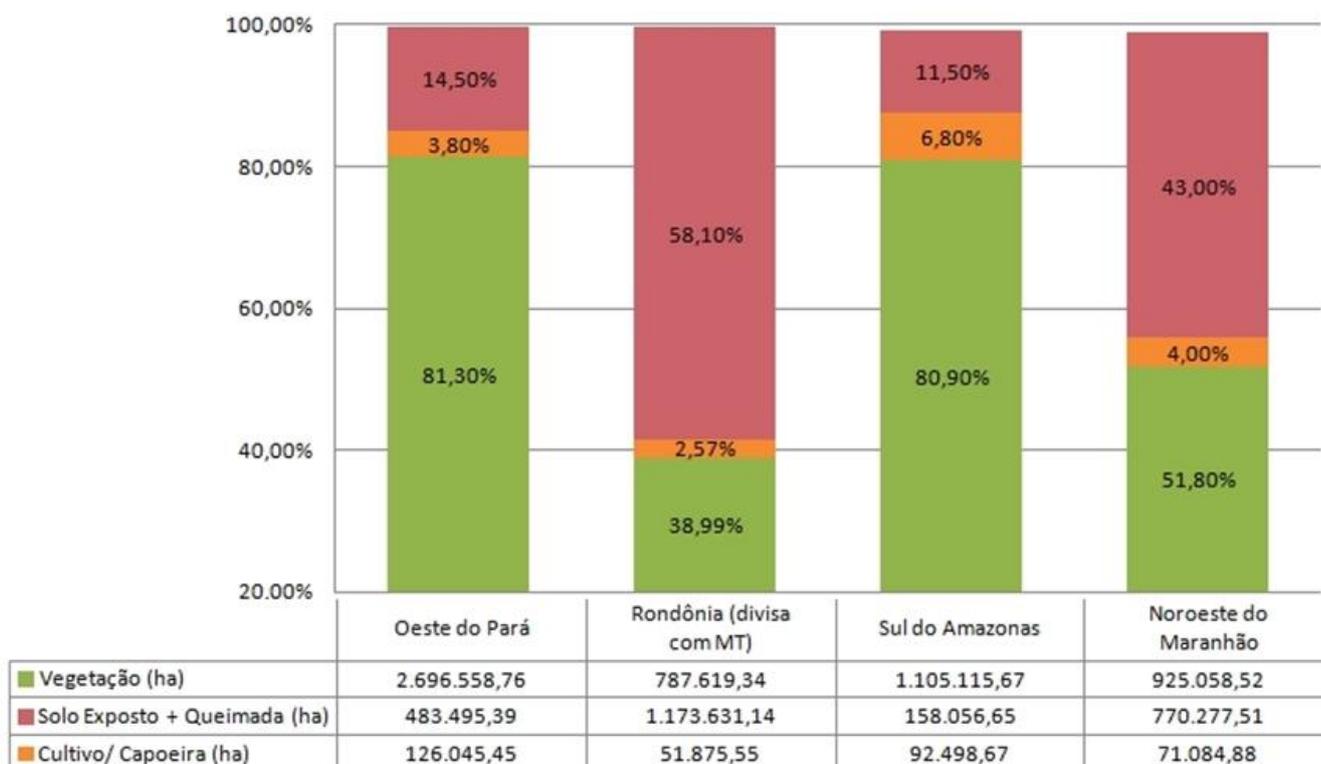


Gráfico 2 - Resultados da resposta fotossintética para os assentamentos estudados.

O perfil dos projetos voltados para as populações tradicionais, predominantes no sul do Amazonas e no Oeste do Pará, se expressa de maneira positiva na baixa ocorrência de desmatamento dentro desses assentamentos ambientalmente diferenciados, conforme demonstra o Gráfico 2, o que corrobora os resultados alcançados por Yanai *et al.* (2015), que constataram apenas 5% de desmatamento em PAE's situados na Amazônia Legal, até 2013, e 13% em PDS, o que pode apontar um caminho interessante para a execução da reforma agrária na Amazônia.

Entretanto, autores como Homma (2011) se mostram céticos quanto a essas modalidades de assentamento, devido à baixa rentabilidade do extrativismo vegetal, citando como exemplo a castanha-do-pará, e à falta de apoio das políticas públicas. Silveira e Wiggers (2013) observaram que os colonos de um PAE em Humaitá (AM), apesar de serem poucos em relação aos assentados ribeirinhos, tentavam impor no assentamento uma lógica de produção compatível com sua cultura, sem tradição ecológica; no entanto, prevalece nessa comunidade a exploração extrativista. Araújo (2006) observou em seus estudos um grande índice de desmatamento em um PAE no Acre, onde o extrativismo não constituía a principal fonte de renda de nenhuma família, atribuindo isso a um percentual elevado de moradores que não são os primeiros ocupantes. A mesma autora observou em outro PAE, também no Acre, onde os assentados possuíam fortes raízes com a área, uma maior taxa de preservação ambiental, com os moradores vivendo de atividades que permitiam a manutenção da floresta; no entanto, trata-se de um assentamento relativamente novo. Ela conclui dizendo que para que esses projetos sejam de fato considerados diferenciados quanto à gestão ambiental é necessária a observância das normas de criação e utilização de recursos naturais por parte do INCRA.

Diante do exposto, podemos concluir que o índice CO₂flux e as técnicas de processamento de imagens utilizadas nesse trabalho permitiram estimar a cobertura florestal presente na Amazônia em 2015, em regiões onde o desmatamento é considerado crítico, bem como a área desmatada no interior de assentamentos e terras indígenas, possuindo portanto potencial para a aplicação em políticas públicas. Com a recente revisão do Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/2012), que traz uma redução de exigências para as pequenas propriedades, inclusive concernente à recomposição florestal, faz-se necessária a observância das novas regras de preservação da reserva legal das propriedades, seja na implementação de políticas de regularização fundiária, como o Cadastro Ambiental Rural (CAR), ou o Programa Terra Legal (conduzido na região amazônica), seja em medidas de controle ambiental, uma vez que a fiscalização do cumprimento da legislação ambiental na Amazônia Legal é prioritária para o governo federal.

6. BIBLIOGRAFIA

Abi-Eçab, P. 2012. *Função Ambiental das Terras Indígenas e Mecanismos de Efetividade*. Tese de Doutorado em Direito. Pontifícia Universidade Católica de São Paulo. 253 p.

Amado, F.A.D.T. 2014. *Direito ambiental esquematizado*. 5.^a ed. São Paulo: Método.

Araújo, F.C. 2006. *Reforma Agrária e Gestão Ambiental: Encontros e Desencontros*. Dissertação de Mestrado em Política e Gestão Ambiental. Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília. 242 p.

Araujo, L.S. 1999. *Análise da cobertura vegetal e de biomassa em áreas de contato floresta/savana a partir de dados TM/LANDSAT e JERS-1*. Dissertação de Mestrado em Sensoriamento Remoto. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 115 p.

Baptista, G.M.M. 2004. Mapeamento do Sequestro de Carbono e de Doms Urbanos de CO₂ em Ambientes Tropicais, por meio de Sensoriamento Remoto Hiperespectral. *Geografia*, 29(2), pp.189-202.

Batista, I.X. 2001. *Desenvolvimento em Rondônia: Políticas Públicas, Desmatamento e Evolução Socioeconômica*. Dissertação de Mestrado em Geociências e Meio Ambiente. Universidade Federal de Rio Claro. 172 p.

Calandino, D., Wehrmann, M., Koblitz, R. 2012. Contribuição dos assentamentos rurais no desmatamento da Amazônia: um olhar sobre o Estado do Pará. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 26, p. 161-170. Editora UFPR.

Carneiro Filho, A. 1993. Cerrados amazônicos: fósseis vivos? Algumas reflexões. *Rev. Inst. Geol.*, vol.14, n.2, pp. 63-68.

Castro, A.R. & Watrin, O., 2013. Análise espacial de áreas com restrição legal de uso do solo em projeto de assentamento no sudeste paraense. *Geografia Ensino & Pesquisa*, 17(2), pp.157-166.

Cenamo, M.C., Carrero, G.C., Soares, P.G. 2011. Estudo de oportunidades para a região sul do Amazonas. *IDESAM - Instituto de Conservação e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas*. Série: Relatório Técnico, 1.

Chen, X., Vierling, L., Deering, D. 2005. A simple and effective radiometric correction method to improve landscape change detection across sensors and across time. *Remote Sensing of Environment*, 98(1), pp.63-79.

Coelho, R. F. R., Miranda, I. S., Mitja, D. 2013. Conservação das florestas do projeto de assentamento Benfica, sudeste da Amazônia. *Ciência Florestal*. 23(1), p. 1-17.

Costa, F.S. & Ravena, N., 2014. Práticas Agroecológicas em Assentamentos Rurais no Sul do Amazonas: uma abordagem institucional. *Novos Cadernos NAEA*. 17(1).

Fearnside, P.M. & Ferreira, G.L. 1985. Roads in Rondonia: Highway construction and the farce of unprotected reserves in Brazil's Amazonian forest. *Environmental Conservation* 11(4): 358-360.

- Ferronato, M.L., Nunes, R.O. 2011. A exploração ilegal de madeiras na terra indígena Sete de Setembro, Cacoal – RO. *Revista Científica FACIMED*, 3(3), p.1-11.
- Florenzano, T.G. 2011. *Iniciação em sensoriamento remoto*. 3ª ed. São Paulo: Oficina de Textos.
- FUNAI – Fundação Nacional do Índio, 2014. <http://www.funai.gov.br/index.php/comunicacao/noticias/2729-informe-24-termina-desintrusao-da-terra-indigena-awa-no-maranhao>. Acesso em 18/12/2015.
- Gamon, J.A., Serrano, L., Surfus, J.S. 1997. The photochemical reflectance index: an optical indicator of photosynthetic radiation use efficiency across species, functional types, and nutrient levels. *Oecologia*, 112(4): 492-501.
- Graça, P.M.L.A., Vitel, C.S.M.N., Fearnside, P.M. 2012. Detecção de cicatrizes de incêndios florestais utilizando a técnica de análise por vetor de mudança na terra indígena sete de setembro – Rondônia. *Ambiência – Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais*. 8(4), pp.511-521.
- Hayakawa, E.H., Rossetti, D.F., Bertani, T.C. 2009. Imagens Landsat-5/TM e modelos digitais de elevação SRTM aplicados à análise de savana em áreas florestais amazônicas. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, INPE, p. 3219-3226
- Heredia, B., Medeiros, L., Palmeira, M., Leite, S., Cintrão, R. 2003. Os impactos regionais da reforma agrária: um estudo sobre áreas selecionadas. *Lusotopie*. p. 59-90
- Homma, A.K.O., Carvalho, R.A., Sampaio, S.M.N., da Silva, B.N.R., Silva, L.G.T., Oliveira, M.C.C. 2011. A instabilidade dos projetos de assentamentos como indutora de desmatamentos no sudeste paraense. Belém: Embrapa Amazônia Oriental.
- ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2009. *Diagnóstico Ambiental do Plano de Manejo do Parque Nacional dos Campos Amazônicos – PNCA. Relatório Preliminar do Componente Cobertura Vegetal*. Porto Velho, Rondônia.
- ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2014. *Parque Nacional dos Campos Amazônicos. Guia do Conselheiro – Gestão Participativa em Unidade de Conservação*. Porto Velho, Rondônia.
- ISA - Instituto Socioambiental, Associação Terra Indígena Xingu. 2008. Relatório Estado de cumprimento das condicionantes referentes à proteção das terras indígenas impactadas pela Usina Belo Monte. Disponível em <http://www.socioambiental.org/>
- Kayadibi, Ö. 2011. Evaluation of imaging spectroscopy and atmospheric correction of multispectral images (Aster and Landsat 7 ETM+). *Recent Advances in Space Technologies (RAST) 5th International Conference*. IEEE. pp. 154-159.
- Kowarick, M.A. 2012. *A política ambiental de reserva legal em assentamentos rurais da Amazônia maranhense*. Dissertação de Mestrado. Centro de Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília. 156 p.
- Le Quéré, C., Raupach, M.R., Canadell, J.G., Marland, G., Bopp, L., Ciais, P., Conway, T.J., Doney, S.C., Feely, R.A., Foster, P., Friedlingstein, P. 2009. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geoscience*, 2(12), pp.831-836.

- Le Tourneau, F.M., Bursztyn, M. 2010. Assentamentos rurais na Amazônia: contradições entre a política agrária e a política ambiental. *Ambiente & Sociedade*, 13(1), 111-130.
- Ludewigs, T., D'antona, A.O., Brondízio, E.S., Hetrick, S. 2009. Agrarian Structure and Land-cover Change Along the Lifespan of Three Colonization Areas in the Brazilian Amazon. *World Development*. 37(8), pp.1348-1359.
- Malhi, Y. & John Grace. 2000. Tropical forests and atmospheric carbon dioxide. *TREE*. Elsevier Science Ltd. 15(8) p. 332-337.
- Martins, G. C., Ferreira, M.M., Curi, N., Vitorino, A.C.T., Silva, M.L.N. 2006. Campos Nativos e Matas Adjacentes da Região de Humaitá (AM): Atributos Diferenciais dos Solos. *Ciênc. Agrotec.*, Lavras, 30(2), p. 221-227.
- Martins, L.N., Baptista, G.M.M. 2013. Análise Multitemporal do Sequestro Florestal de Carbono no Projeto de Assentamento Carão, Acre. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 6(6), p. 1648-1657.
- Medeiros, R. & Araújo, F.F.S. 2011. Dez anos do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: lições do passado, realizações presentes e perspectivas para o futuro. Brasília: MMA. 220 p.
- Meir, P., Metcalfe, D.B., Costa, A.C.L., Fisher, R.A. 2008. The fate of assimilated carbon during drought: impacts on respiration in Amazon rainforests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1498), pp.1849-1855.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2013. Plano de ação para a prevenção e controle do desmatamento na Amazônia legal (PPCDAm) 3ª fase (2012/2015).
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2015. <http://www.mma.gov.br/index.php/comunicacao/agencia-informma?view=blog&id=1319>. Disponível em 26 de novembro de 2015.
- Nepstad, D.C., Verssimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E. and Cochrane, M. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature*, 398(6727), pp.505-508.
- Orsi, L. 2005. *Análise multitemporal do desflorestamento ocorrido na década de 90 em assentamento rural de Rondônia, a partir da associação entre dados de sensoriamento remoto e dados socioeconômicos*. Dissertação de Mestrado em Geografia. Universidade Estadual de Campinas. 128 p.
- Pacheco, P. 2009. Agrarian reform in the Brazilian Amazon: its implications for land distribution and deforestation. *World Development*, 37(8), pp.1337-1347.
- Pedlowski, M., Dale, V., Matricardi, E.M.E. 1999. A Criação de Áreas Protegidas e os Limites da Conservação Ambiental em Rondônia. *Ambiente & Sociedade*. 5(34), p. 93-107.
- Pedrosa, L.A.C. 2012. A Questão Agrária no Maranhão. Disponível em: <http://www.abda.com.br/texto/LuisACPedrosa.pdf>. Acesso em: 28/12/2015.
- Pereira, J.L., Batista, G.T., Roberts, D. 1996. Reflectância de Coberturas Vegetais na Amazônia. Anais VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Salvador, Brasil, INPE, p. 551-556.

- Peres, C.A. 1999. Ground fires as agents of mortality in a Central Amazonian forest. *Journal of tropical Ecology*. 15(4), p. 535–541.
- Perz, S.G., Overdevest, C., Caldas, M.M., Walker, R.T., Arima, E.Y. 2007. Unofficial road building in the Brazilian Amazon: Dilemmas and models for road governance. *Environmental Conservation*, 34(02), pp.112-121.
- Prasad, V.K., Badarinath, K.V.S., Tsuruta, H., Sudo, S., Yonemura, S., Cardina, J., Stinner, B., Moore, R., Stinner, D. and Hoy, C., 2003. Implications of Land Use Changes on Carbon Dynamics and Sequestration—Evaluation from Forestry Datasets, India. *Environmentalist*, 23(2), pp.175-187.
- Rahman, A.F., Gamon, J.A., Fuentes, D.A., Roberts, D., Prentiss, D., Qiu, H. 2000. Modeling CO₂ flux of boreal forests using narrow-band indices from AVIRIS imagery. AVIRIS Workshop, JPL/NASA, Pasadena, Califórnia.
- Randerson, J. T., Thompson, M. V., Conway, T. J., Fung, I. Y., Field, C. B. 1997. The contribution of terrestrial sources and sinks to trends in the seasonal cycle of atmospheric carbon dioxide. *Global Biogeochemical Cycles*, 11(4), p. 535-560.
- Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W., Harlan, J.C. 1973. *Monitoring the vernal advancement and retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation*. Texas A & M University, Remote Sensing Center. 386 p.
- Roy, D.P., Wulder, M.A., Loveland, T.R., Woodcock, C.E., Allen, R.G., Anderson, M.C., Helder, D., Irons, J.R., Johnson, D.M., Kennedy, R., Scambos, T.A. 2014. Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. *Remote Sensing of Environment*, 145, pp.154-172.
- Santos, I.V., 2011. *Mobilidade espacial de agricultores familiares em áreas de assentamento: um estudo de caso no PDS Anapu – Estado do Pará, Brasil*. Dissertação de Mestrado em Agriculturas Amazônicas. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Amazônia Oriental. 217 p.
- Santos, I.V., Porro, N.M., Porro, R. 2015. Mobilidade de camponeses entre assentamentos de reforma agrária: territorialidades em cheque no desenvolvimento local da Transamazônica, Pará, Brasil. *Revista Internacional de Desenvolvimento Local*, 16(1), p.43.
- Schramm, V. F. & Vibrans, A. C. 2007. Uso de imagens hiperespectrais (EO-1 Hyperion) para detalhamento da detecção das formações florestais na bacia do Itajaí. *Dynamics Revista Tecnológica*, v.13, n.1, p. 59-69.
- Silva, S.C.P. & Baptista, G.M.M., 2015. Análises espectrais da vegetação com dados *Hyperion* e sua relação com a concentração e o fluxo de CO₂ em diferentes ambientes na Amazônia Brasileira. *Bol. Ciênc. Geod., sec. Artigos*, 21(2), pp.354-370.
- Silveira, L.B. & Wiggers, R., 2013. Protegendo a floresta, reconfigurando espaços: assentamentos rurais e políticas agrárias na Amazônia. *Revista de Administração Pública*, 47(3).
- Sitch, S., Friedlingstein, P., Gruber, N., Jones, S.D., Murray-Tortarolo, G., Ahlström, A., Doney, S.C., Graven, H., Heinze, C., Huntingford, C., Levis, S., Levy, P. E., Lomas, M., Poulter, B., Viovy, N., Zaehle, S., Zeng, N., Arneeth, A., Bonan, G., Bopp, L., Canadell, J.G., Chevallier, F., Ciais, P., Ellis, R., Gloor, M., Peylin, P., Piao, S.L., Le Quéré, C., Smith, B., Zhu, Z., Myneni, R. 2015. Recent trends and drivers of regional sources and sinks of carbon dioxide. *Biogeosciences*, 12. p. 653–679.

Soares, J.L.N., Pereira, L.C., Araújo, H.D.F.A. 2007. Unidades de conservação do cerrado maranhense via projeto de assentamento. *Cadernos de Agroecologia*, 2(1).

Sousa, F.D.N. 2007. Participação social e alternativas de desenvolvimento na Transamazônica: a ONG ASSEEFA e os PDSs de Anapu-PA.

Souza, A. A. 2009. *Estudo de Fitofisionomias de Cerrado com Dados de Sensor Hyperion/EO-1*. Dissertação de Mestrado - INPE, São José dos Campos. 120 p.

Trancoso, R., Pessoa, O.A.A., Machado, G.C. 2011. Contenção de incêndios florestais por Terras Indígenas na região do arco do desflorestamento da Amazônia em 2010. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, Curitiba – PR, INPE, p.8012.

Turner, D.P., Guzy, M., Lefsky, M.A., Ritts, W.D., Van Tuyl, S. and Law, B.E., 2004. Monitoring forest carbon sequestration with remote sensing and carbon cycle modeling. *Environmental Management*, 33(4), pp.457-466.

Varga, I.V.D., 2008. A insustentável leveza do estado: devastação, genocídio, doenças e miséria nas fronteiras contemporâneas da Amazônia, no Maranhão. *Acta Amazonica*, 38(1)

Yanai, A.M., Nogueira, E.M., Fearnside, Graça, P.M.L.A. 2015. Desmatamento e perda de carbono até 2013 em assentamentos rurais na Amazônia Legal. XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Curitiba, Brasil.