

Trabalho de Graduação
Curso de Graduação em Geografia

Dinâmica Fluvial e Cobertura Florestal de Várzea: Identificação Semi-Automática de Mudanças por Sensoriamento Remoto

André Bresighello Beig

Prof.Dr. Thiago Sanna Freire Silva

Rio Claro (SP)

2017

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Câmpus de Rio Claro

ANDRÉ BRESIGHELLO BEIG

DINÂMICA FLUVIAL E COBERTURA FLORESTAL DE
VÁRZEA: IDENTIFICAÇÃO SEMI-AUTOMÁTICA DE
MUDANÇAS POR SENSORIAMENTO REMOTO

Trabalho de Graduação apresentado ao
Instituto de Geociências e Ciências
Exatas - Câmpus de Rio Claro, da
Universidade Estadual Paulista Júlio de
Mesquita Filho, para obtenção do grau de
Bacharel em Geografia.

Rio Claro - SP
2017

621.3678 Beig, André Bresighello

B422d Dinâmica fluvial e cobertura florestal de várzea : identificação semi-automática de mudanças por sensoriamento remoto / André Bresighello Beig. - Rio Claro, 2017
39 f. : il., figs., gráfs., mapas

Trabalho de conclusão de curso (bacharelado - Geografia) -
Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Orientador: Thiago Sanna Freire Silva

1. Sensoriamento remoto. 2. Planície de inundação. 3.
Hidrogeomorfologia. 4. Dinâmica fluvial. 5. Mudanças climáticas. I.
Título.

NOME DO ALUNO

TÍTULO DO TRABALHO

Trabalho de Graduação apresentado ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas - Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, para obtenção do grau de Bacharel em Geografia.

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Thiago Sanna Freire Silva (orientador)

Prof^a. Dr^a. Cenira Maria Lupinacci

Prof^a. Dr^a. Vania Silvia Rosolen

Rio Claro, 21 de novembro de 2017.

Assinatura do(a) aluno(a)

assinatura do(a) orientador(a)

RESUMO

As várzeas, planícies de inundação amazônicas caracterizadas por rios que contêm alta carga de sedimentos, são ambientes com paisagens de alto dinamismo geomorfológico devido à combinação de um baixo declive e um amplo pulso de inundação monomodal. Tendo sido constatadas alterações nos ciclos hidrológicos e de inundação na região amazônica decorrentes de mudanças climáticas, num ambiente em que estas alterações têm grande influência sobre a cobertura florestal, torna-se essencial entender como tais mudanças podem impactar tal cobertura. Este estudo visa, portanto, quantificar a influência da dinâmica fluvial do rio Solimões/Amazonas sobre a cobertura florestal de várzea, utilizando-se do algoritmo Landtrendr, buscando correlacionar tais mudanças com alterações de seu ciclo hidrológico, além de padrões espaço-temporais e de intensidade de perdas e ganhos ao longo de sua calha.

Palavras-Chave: Planície de Inundação; hidrogeomorfologia; sensoriamento remoto; dinâmica fluvial; Amazônia; mudanças climáticas.

ABSTRACT

The amazonian white water rivers floodplains, known as várzeas, which are characterized by large amounts of sediments, are landscapes with a high geomorphological dynamism due to the combination of shallows slopes and a wide monomodal floodpulse. With alterations being verified on the hydrological cycles and flooding on the Amazon as a result of climate change, on an environment where said alterations have a large influence on forest cover, it becomes essential the understanding of how these changes may impact said forest cover. This study aims to, therefore, quantify the influence of river dynamics in the Solimões/Amazon river on the várzea forest cover, utilizing the Landtrendr algorithm, trying to correlate said changes with alterations on its hydrological cycle, along with space-time and intensity patterns on the losses and gains along its river bed.

Keywords: Floodplains; hidrogeomorphology; remote sensing; river dynamics; Amazon; climate change.

SUMÁRIO

| | |
|---------------------------------------|----|
| 1. INTRODUÇÃO..... | 5 |
| 2. OBJETIVOS | 7 |
| 3. MATERIAIS E MÉTODOS | 7 |
| 3. 1. ÁREAS DE ESTUDO | 7 |
| 3. 1. 1. MAMIRAUÁ | 8 |
| 3. 1. 2. MANACAPURU | 9 |
| 3. 1. 3. ÓBIDOS | 10 |
| 3. 2. ALGORITMO LANDTRENDR | 11 |
| 3. 3. PROCESSAMENTO DAS IMAGENS | 13 |
| 3. 4. DADOS HIDROLÓGICOS | 14 |
| 4. RESULTADOS | 14 |
| 4. 1. MAMIRAUÁ | 14 |
| 4. 2. MANACAPURU | 20 |
| 4. 3. ÓBIDOS | 25 |
| 4. 4 DISCUSSÃO | 30 |
| 5. CONCLUSÃO | 31 |
| REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 32 |
| ANEXOS | 36 |
| ANEXO A | 36 |
| ANEXO B | 37 |
| ANEXO C | 38 |

1. INTRODUÇÃO

Classificados conforme a coloração de suas águas, carga de sedimentos em suspensão, minerais dissolvidos e pH, os rios amazônicos encontram-se divididos em três tipos: os rios de águas pretas, águas claras e águas brancas (SIOLI, 1950). Segundo este autor, a coloração dos rios de águas pretas tem origem nos elevados níveis de substâncias húmicas dissolvidas em suas águas, decorrente de solos podzólicos nas suas áreas de captação, possuindo águas ácidas e com baixo teor de substâncias inorgânicas dissolvidas, resultando em águas e planícies de inundação de baixa fertilidade. Já os rios de águas claras drenam áreas com baixas taxas de erosão, deixando suas águas transparentes e com o pH variando de ácido a neutro, dependendo das características geológicas de sua área de captação (SIOLI, 1950). Sua fertilidade de águas e planícies de inundação varia, porém ainda é menor do que no caso dos rios de águas brancas, que caracterizam-se por sua coloração turva, resultado da alta carga de sedimentos em suspensão, que tem origem na erosão dos Andes e de seus sopés, sendo relativamente ricos em minerais dissolvidos, possuindo pH neutro e com águas e planícies de inundação bastante férteis (JUNK *et al.*, 1997).

Esta elevada carga de sedimentos, estimada em 700 milhões de toneladas anuais, aliada ao baixo declive da planície Amazônica, conferem um elevado dinamismo às paisagens de “várzea”, maneira como são denominadas as planícies de inundação dos rios de águas brancas (PEIXOTO *et al.*, 2009, FRAGAL *et al.*, 2016). Cobrindo uma área de aproximadamente 400.000 km², ou 12% do total de áreas úmidas da região amazônica (MELACK & HESS, 2010; JUNK *et al.*, 2011), quatro grandes grupos de comunidades vegetais são encontrados nas várzeas amazônicas: plantas herbáceas aquáticas e terrestres, formações arbustivas, e formações florestais (JUNK *et al.*, 1997), sendo as florestas o grupo vegetacional dominando no alto e médio Amazonas, ocupando cerca de 70% da área total das várzeas (HESS *et al.*, 2003).

Sendo um ambiente de transição aquática/terrestre, o conceito do pulso de inundação é fundamental para o entendimento do ambiente de várzea. Definido por Junk *et al.* (1989) como a principal força controladora da biota e paisagens nos grandes rios e suas planícies de inundação, o pulso de inundação compreende a inundação sazonal e recorrente das planícies de inundação amazônicas, prevenindo a estagnação do sistema e proporcionando a reciclagem de matéria orgânica e nutrientes, resultando numa maior produtividade que um interflúvio permanentemente seco ou inundado. Tal dinâmica é o principal fator gerador de novos locais

para a colonização e estabelecimento de plantas decorrente da deposição de sedimentos, causando também a remoção de áreas pela erosão fluvial e migração de canais (PEIXOTO *et al.*, 2009).

Sabendo-se que as formações florestais dominam as paisagens de várzea (HESS *et al.*, 2003) e levando-se em consideração dados que sobre a erosão na planície Amazônica utilizando-se de séries temporais Landsat indicam taxas de erosão entre 1,4 e 1,8% ao ano (PEIXOTO *et al.*, 2009; ROZO *et al.*, 2014), pode-se afirmar que tal cobertura é afetada diretamente por tais padrões erosivos.

Dada a influência da dinâmica fluvial sobre o ecossistema das planícies de inundação, torna-se fundamental o entendimento de como esta dinâmica poderá ser alterada no futuro, a fim de explicar e prever como tais alterações, decorrentes de mudanças climáticas, afetarão os ecossistemas de planícies de inundação. De acordo com Gloor *et al.* (2013), existem indícios de que o aquecimento das águas do Atlântico norte está relacionado com a intensificação do regime de precipitação e na vazão máxima do rio Amazonas, além de mudanças nas extensões de inundação (SORRIBAS *et al.*, 2016). Simulações levando em conta a cobertura de superfície (MELACK & COE, 2013) em cenários com 35% e 55% de desflorestamento, em conjunto com modelos climáticos, quantificaram o impacto da perda de cobertura florestal no clima e balanço hídrico amazônico, resultando em uma redução da precipitação, evapotranspiração e em um aumento nas áreas inundadas.

O elevado dinamismo paisagístico das várzeas amazônicas, combinando ao difícil acesso decorrente do alto custo logístico e financeiro atrelado à sua extensão, tornam as técnicas de sensoriamento remoto uma maneira mais acessível para o seu estudo e monitoramento, diminuindo a necessidade de visitas em campo e permitindo visualizar as mudanças na paisagem ao longo do tempo. Neste sentido, a recente abertura gratuita do acervo das imagens Landsat, e o desenvolvimento de algoritmos e produtos que visam a automação de processos, tornaram mais viáveis as análises multitemporais automatizadas baseadas na série Landsat, permitindo que se realizem estudos de áreas extensas, baseadas em amplo arquivo de imagens de satélite (WULDER *et al.*, 2012).

Algumas das ferramentas e algoritmos que possibilitam tais análises são biblioteca de livre acesso *Remote Sensing and GIS Software Library* (RSGISlib) (BUNTING *et al.* 2013) e o algoritmo *Landsat-based Detection of Trends in Disturbance and Recovery* (Landtrendr) (KENNEDY *et al.*, 2010). A biblioteca RSGISlib consiste em um conjunto de funções

acessíveis através da linguagem de programação Python, permitindo a automação de diversos processos de SIG (Sistema de Informação Geográfica) e análise de dados de sensoriamento remoto, eliminando também a necessidade de utilização softwares pagos. O algoritmo Landtrendr analisa séries temporais de imagens Landsat, permitindo a identificação e mapeamento de tendências de perdas e ganhos de cobertura florestal, fornecendo suas magnitudes, anos de ocorrência e duração (KENNEDY *et al.*, 2010).

Levando-se em consideração, portanto, o elevado dinamismo das paisagens de várzea (PEIXOTO *et al.*, 2009; ROZO *et al.*, 2014), a influência da dinâmica fluvial em tal dinamismo (Junk *et al.*, 1989) e as mudanças climáticas (GLOOR *et al.*, 2013; MELACK & COE; 2013; SORRIBAS *et al.*, 2016) que podem intensificar processos erosivos e de sedimentação, quantificar o impacto direto da dinâmica fluvial na cobertura florestal de várzea e como alterações hidrológicas afetam este ecossistema torna-se essencial.

2. OBJETIVOS

Neste contexto, o presente estudo visou incorporar técnicas de sensoriamento remoto em conjunto com dados hidrológicos, visando quantificar mudanças (perdas e ganhos) na cobertura florestal de várzea de três regiões na planície Amazônica através da análise de séries temporais dos sensores Landsat e como variações na vazão média anual do rio Solimões/Amazonas afetaram tais mudanças.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3. 1. ÁREAS DE ESTUDO

Três áreas de estudo foram selecionadas para o presente projeto: a região da Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Mamirauá (AM), a região de Manacapuru (AM) e a região de Óbidos/Curuai (PA), representando diferentes regimes de cobertura vegetal e grau de atividade antrópica (Figura1). A Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Mamirauá (RDSM) está localizada próxima a cidade de Tefé, à cerca de 550km à montante de Manaus, correspondendo a planície de inundação do Rio Solimões/Amazonas, com cobertura predominantemente florestal. A RDSM é a maior área dedicada a preservação ambiental de áreas úmidas do Brasil, cobrindo uma área aproximada de 11240 km², além de ser considerada Patrimônio da Humanidade pela UNESCO (FERREIRA-FERREIRA *et al.*, 2015). Nesta

região, o pulso de inundação pode chegar a uma altura de coluna d'água de 12 metros dentro das áreas florestadas (FERREIRA-FERREIRA et al., 2015).

A região do Município de Manacapuru está localizada à cerca de 80 km à montante de Manaus, na confluência entre os rios Manacapuru, que nomeia a cidade, e Solimões, imediatamente antes do mesmo unir-se ao Rio Negro e formar o Rio Amazonas. A área possui uma cobertura igualmente distribuída entre áreas florestais, arbustivas e herbáceas, e o pulso de inundação é de cerca de 8 metros nas áreas florestadas (THIAGO S. F. SILVA, comunicação pessoal).

A região do Lago Grande de Curuai encontra-se ao sul do município de Óbidos, PA, cerca de 780 km à montante da capital Belém, sendo composto por diversos lagos menores interconectados momentânea e permanentemente ao canal principal do Rio Amazonas por canais menores. (BONNET *et al.*, 2007). A cobertura florestal nesta área é reduzida, com predominância de formações arbustivas e herbáceas, e o pulso de inundação é de cerca de 5 metros nas áreas florestadas (BARBOSA *et al.*, 2006).

A escolha destas três áreas justifica-se pelas diferenças na dinâmica hidrológica e na extensão e densidade da cobertura florestal, a fim de encontrar a possibilidade de diferentes susceptibilidades à dinâmica hidrológica e fluvial em cada uma dessas paisagens.

3. 1. 1. MAMIRAUÁ

Para a região da RDSM foram adquiridas 40 imagens dos sensores Landsat 5/TM, 7/ETM+ e 8/OLI referentes à órbita/ponto 001/062, entre os meses de setembro e novembro dos anos de 1989 até 2015, com exceção dos anos de 1994, 1998, 2010 e 2012 devido à falta de imagens sem cobertura de nuvens, cuja data de aquisição pode ser vista no anexo A. De maneira a deixar todas as imagens com o mesmo número de linhas e colunas, necessário para o algoritmo Landtrendr, foi escolhida uma área focal (Figura 1), e como forma de reduzir o tempo de processamento e focar a detecção de mudanças somente nas florestas de várzea e não de terra firme, foi utilizada a banda do infravermelho de ondas curtas (banda 5) da imagem do dia 10 de setembro de 2007, escolhida devido à ausência de nuvens na data com o objetivo de gerar uma máscara de corpos d'água através da escolha de um limiar de refletância de superfície onde se isolassem as áreas com presença de água. O limiar escolhido foi de 1000, após o qual a imagem foi vetorizada e então foram isoladas somente os polígonos

que representassem os dois principais rio da área, de maneira à gerar um *buffer* de 5 km da calha principal dos rios Solimões e Japurá, com o objetivo de reduzir a possível interferência de mudanças em terra firme.

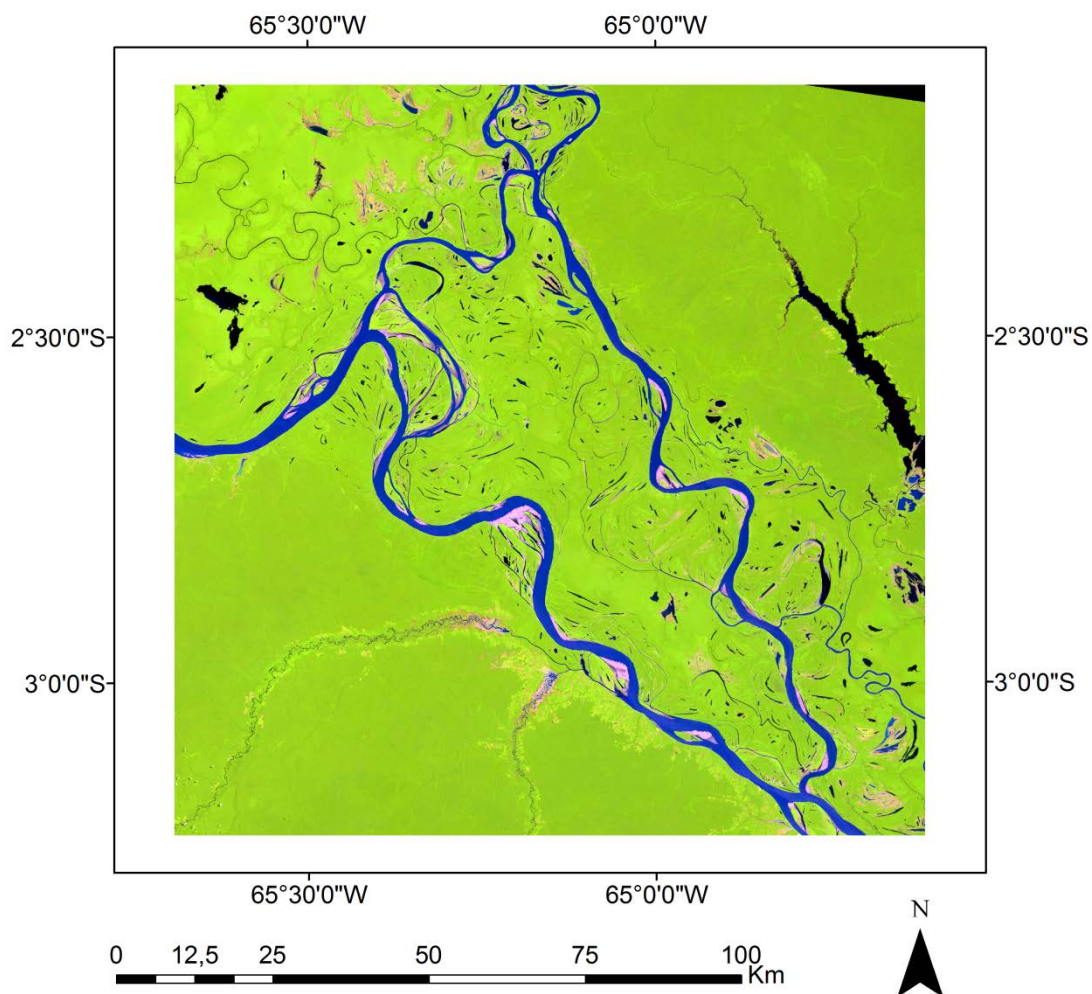


Figura 1: Área focal de estudo na região de Mamirauá. Imagem Landsat 5/TM, adquirida no dia 10 de Setembro de 2007. Composição de bandas Vermelho: Infravermelho de ondas curtas; Verde: Infravermelho Próximo; Azul: Vermelho

3. 1. 2. MANACAPURU

Na região de Manacapuru foram adquiridas 38 imagens do sensor Landsat 5/TM, referentes à órbita/ponto 231/062, entre os anos de 1990 e 2011 (Anexo B), com exceção dos anos de 1996 e 2002, também devido à cobertura de nuvens. Com o objetivo de eliminar da área focal escolhida (Figura 2) as áreas de terra firme, foi utilizada uma *Principal Components Analysis* (PCA) da banda 5 utilizando o software ENVI 4.8, infravermelho de ondas curtas, da área de maneira a isolar áreas onde houve pixels com água em toda a série, como forma de evitar a aplicação de uma máscara em áreas onde houveram mudanças. Após

isolada, a máscara de corpos d'água foi vetorizada e foi gerado um *buffer* de 3km, também com o objetivo de reduzir a interferência de mudanças em terra firme.

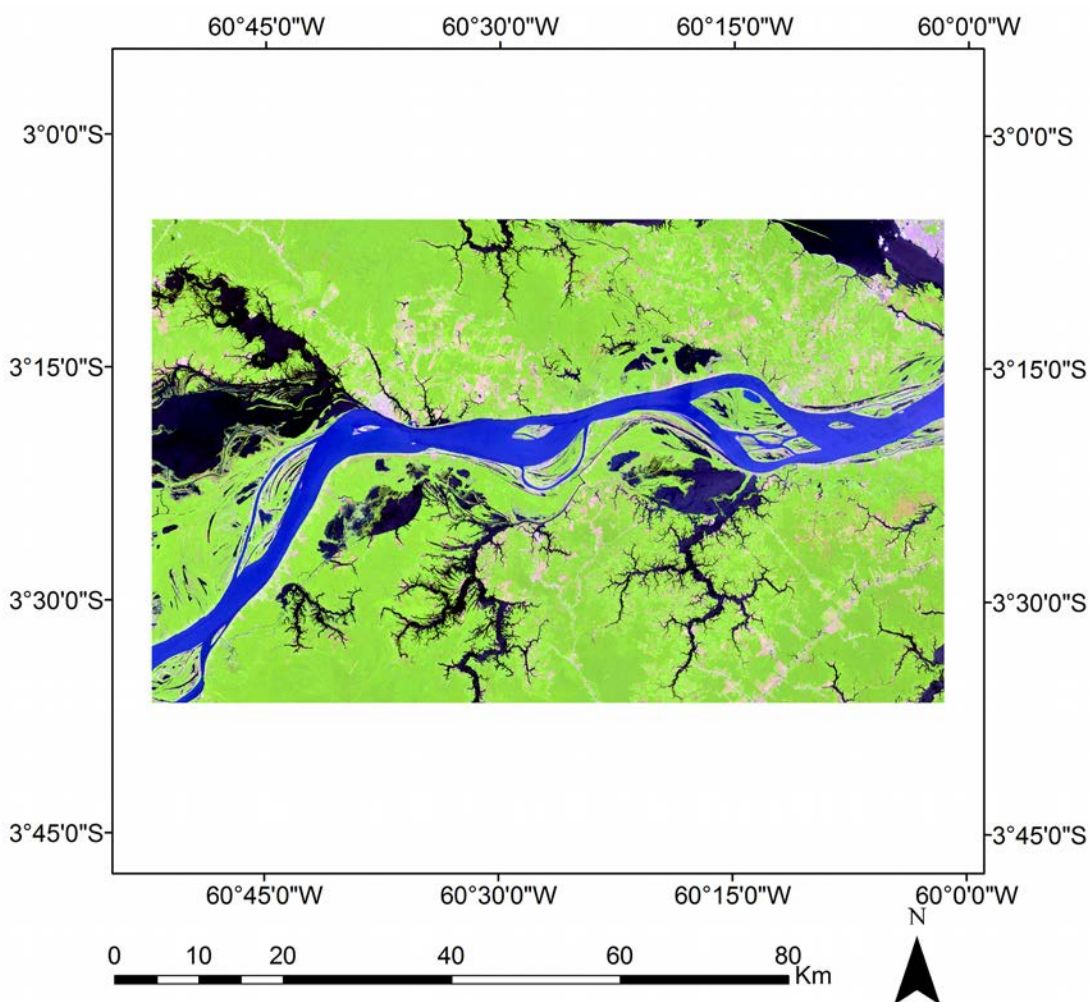


Figura 2: Área focal de estudo na região de Manacapuru. Imagem Landsat 5/TM adquirida no dia 02 de setembro de 2006. Composição de bandas Vermelho: Infravermelho de ondas curtas; Verde: Infravermelho Próximo; Azul: Vermelho

3. 1. 3. ÓBIDOS

Para a região de Óbidos foram adquiridas 61 imagens dos sensores Landsat 5/TM e 8/OLI referentes à órbita/ponto 228/061, adquiridas entre os anos de 1992 a 2015 (Anexo C), exceto os anos de 2002 e 2012 por cobertura excessiva de nuvens. Assim como em Manacapuru, foi utilizada uma PCA da banda 5 das imagens com o objetivo de gerar uma máscara de corpos

d'água, que foi vetorizada, gerando posteriormente um *buffer* de 3km, pelo mesmo motivo apresentado para as outras áreas.

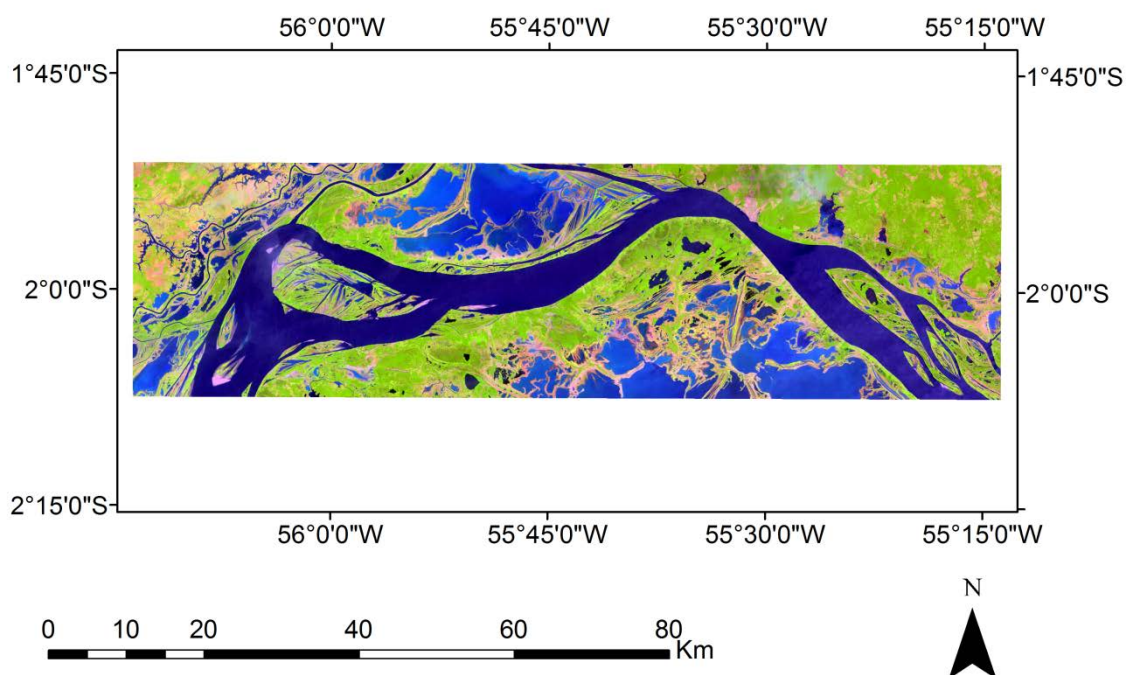


Figura 3: Área focal de estudo na região de Óbidos. Imagem Landsat 5/TM adquirida no dia 02 de outubro de 2007. Composição de bandas Vermelho: Infravermelho de ondas curtas; Verde: Infravermelho Próximo; Azul: Vermelho

3. 2. ALGORITMO LANDTRENDR

Como forma de mensurar e espacializar a influência da dinâmica fluvial nas florestas de várzea, foi utilizado o algoritmo Landtrendr, proposto por Kennedy (2010), cujo objetivo se resume à identificação de mudanças duradouras na cobertura terrestre através de uma análise ano a ano de uma série temporal, não considerando, portanto, mudanças sazonais e fenológicas, as quais o algoritmo considera como ruído. Utilizando como dados de entrada imagens Landsat, a transformação *Tasseled Cap* (KAUTH & THOMAS, 1976) e suas respectivas máscaras de nuvens, o algoritmo gera uma “trajetória espectro-temporal” para cada pixel (Figura 4). As trajetórias são compostas por segmentos que demonstram momentos críticos na mudança de cobertura florestal, identificados através da variação dos valores de NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) (ROUSE *et al.*, 1973), cujos parâmetros são determinados pelo usuário previamente, sendo possível então determinar as magnitudes, ano de início e tipo de mudança na cobertura (FRAGAL *et al.*, 2015).

Como parâmetros de entrada (tamanho de *kernel*, número máximo de segmentos, valor-p para a trajetória ajustada e índice espectral a ser analisado) foram utilizados os mesmos utilizados por Fragal *et al.* (2015), onde foram testadas as parametrizações, sendo utilizado um *kernel* de 3 pixels, o número máximo de segmentos da trajetória ajustada como 6, o p-valor máximo de 0,2 e o índice espectral NDVI. Utilizando-se da parametrização descrita acima, o algoritmo Landtrendr foi utilizado para gerar para cada uma das áreas de estudo os segmentos identificando estes momentos críticos na mudança de cobertura florestal, gerando produtos que mostram os valores de NDVI para cada ano da série e os anos e valores de NDVI para cada um dos vértices dos segmentos das trajetórias ajustadas para cada píxel. Baseado nestes produtos, o algoritmo realiza uma segunda análise na qual o usuário pode escolher quais características devem ser mapeadas, tendo sido escolhidas os parâmetros de *greatest disturbance* e *greatest recovery*, na qual o algoritmo busca dentro das trajetórias os eventos de maior perda e ganho de cobertura florestal, respectivamente, baseado nos segmentos gerados anteriormente para cada píxel, onde é necessária a escolha de mais três parâmetros: *pct_veg_loss1*, que determina qual a variação mínima de índice espectral entre dois anos deve ser considerada como perda de cobertura florestal; *pct_veg_loss20*, que utiliza-se da mesma ideia, porém num período maior que 20 anos; e *pct_veg_gain*, que determina qual variação no índice espectral entre quatro ou mais anos deve ser considerada como um ganho e cobertura florestal. Foram utilizados os valores de *pct_veg_loss1* como 0,2, *pct_veg_loss20* como 0,15 e *pct_veg_gain* como 0,15 (os valores são multiplicados por 1000 como forma de evitar números com casas decimais), os quais geraram produtos referentes ao ano de início dos eventos, sua magnitude, dada pela diferença dos valores de NDVI entre o início e fim dos eventos, e sua duração. Como os produtos do Landtrendr são gerados dentro de uma só imagem onde cada banda representa uma característica de cada evento, foram isoladas em arquivos separados as bandas 1, 2 e 3 dos produtos, que representam a data de início, magnitude e duração, respectivamente. Utilizando o software Arcgis 10.2.2, as imagens de duração e magnitude reclassificadas de acordo com classes estabelecidas arbitrariamente (de 5 em 5 anos para as durações e em intervalos de 0.25 para a magnitude) e foram contabilizadas as áreas utilizando a contagem de pixels dentro do próprio software para cada uma das classes. Em seguida, baseado nas características dos valores de NDVI para os alvos presentes nas imagens, foi escolhido o limiar de variações acima de 0.75 de NDVI para indicar perdas e ganhos associados com a dinâmica fluvial, visto que a vegetação possui valores altos de NDVI enquanto a água apresenta valores negativos, portanto, mudanças acima deste valor representariam perdas/ganhos de floresta/água para água/floresta. Os

produtos de magnitude foram então reclassificados baseado no limiar escolhido e então, a quantificação das áreas foi feita através da contagem de pixels do Arcgis.

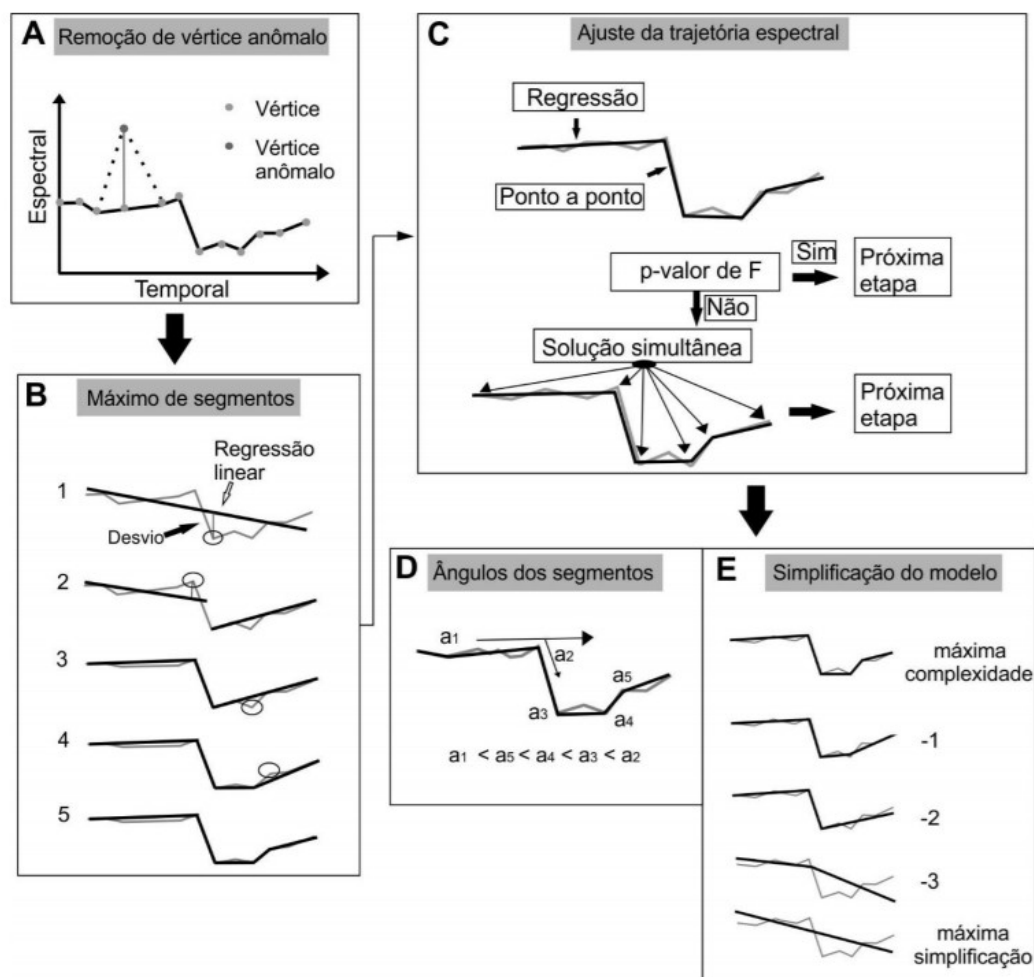


Figura 4: Exemplo de Simplificação de Curvas realizada pelo algoritmo Landtrendr (Reproduzido de FRAGAL *et al.*, 2015)

3. 3. PROCESSAMENTO DAS IMAGENS

Todo o pré-processamento das imagens para que elas pudessem ser utilizadas como dados de entrada para o algoritmo Landtrendr foi realizado utilizando a biblioteca RSGISlib (BUNTING *et al.*, 2013). Foram gerados *scripts* que realizaram o empilhamento (*stack*) das bandas dos sensores Landsat, a binarização das máscaras de nuvens, a aplicação da transformação *Tasseled Cap* e o recorte das imagens para a área focal, utilizando uma imagem de referência de maneira automatizada.

3. 4. DADOS HIDROLÓGICOS

Os dados de vazão foram adquiridos da plataforma HidroWeb, da Agência Nacional de Águas (<http://hidroweb.ana.gov.br/>), buscando utilizar a estação fluviométrica mais próxima das áreas de estudo que possuísse dados de vazão correspondentes à série histórica das imagens Landsat. Para as regiões de Manacapuru e Óbidos foram utilizadas as estações com os mesmos nomes, referentes ao código de estação 14100000 e 17050001, respectivamente. Para a região da RDSM porém, a estação mais próxima que possuía uma série histórica robusta de dados de vazão foi a estação Itapéua, localizada em Coari - AM, cerca de 200 km à jusante da junção do rio Japurá com o Solimões. A localização das estações pode ser vista na Figura 5 abaixo.

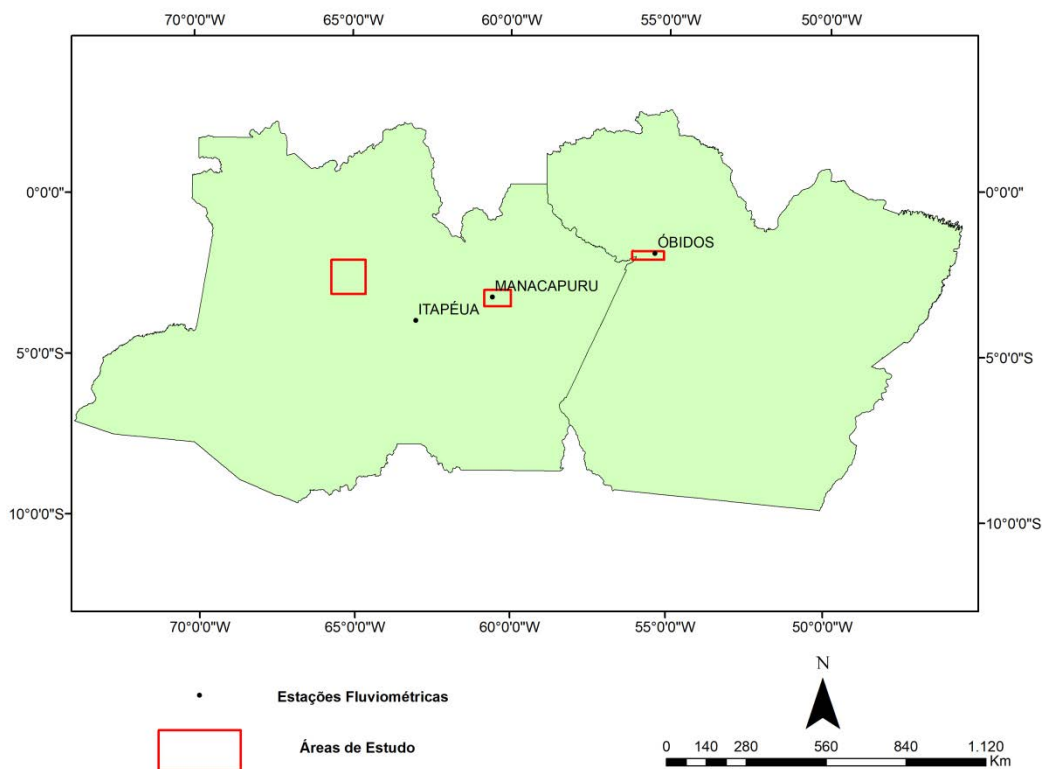


Figura 5: Localização das estações fluviométricas utilizadas

4. RESULTADOS

4. 1. MAMIRAUÁ

Ao analisarmos os mapas dos anos de início dos eventos de perda e ganho de cobertura florestal (figuras 6 e 7, respectivamente), observa-se uma diferença nos padrões temporais de

ambos os tipos de eventos, com as perdas sendo mais bem distribuídas temporalmente, visto pela variação de tonalidade das cores, permitindo também analisar a migração do canal principal dos rios, enquanto os eventos de perdas predominam no início da série, o que pode ser visto pela predominância de tons vermelhos na imagem.

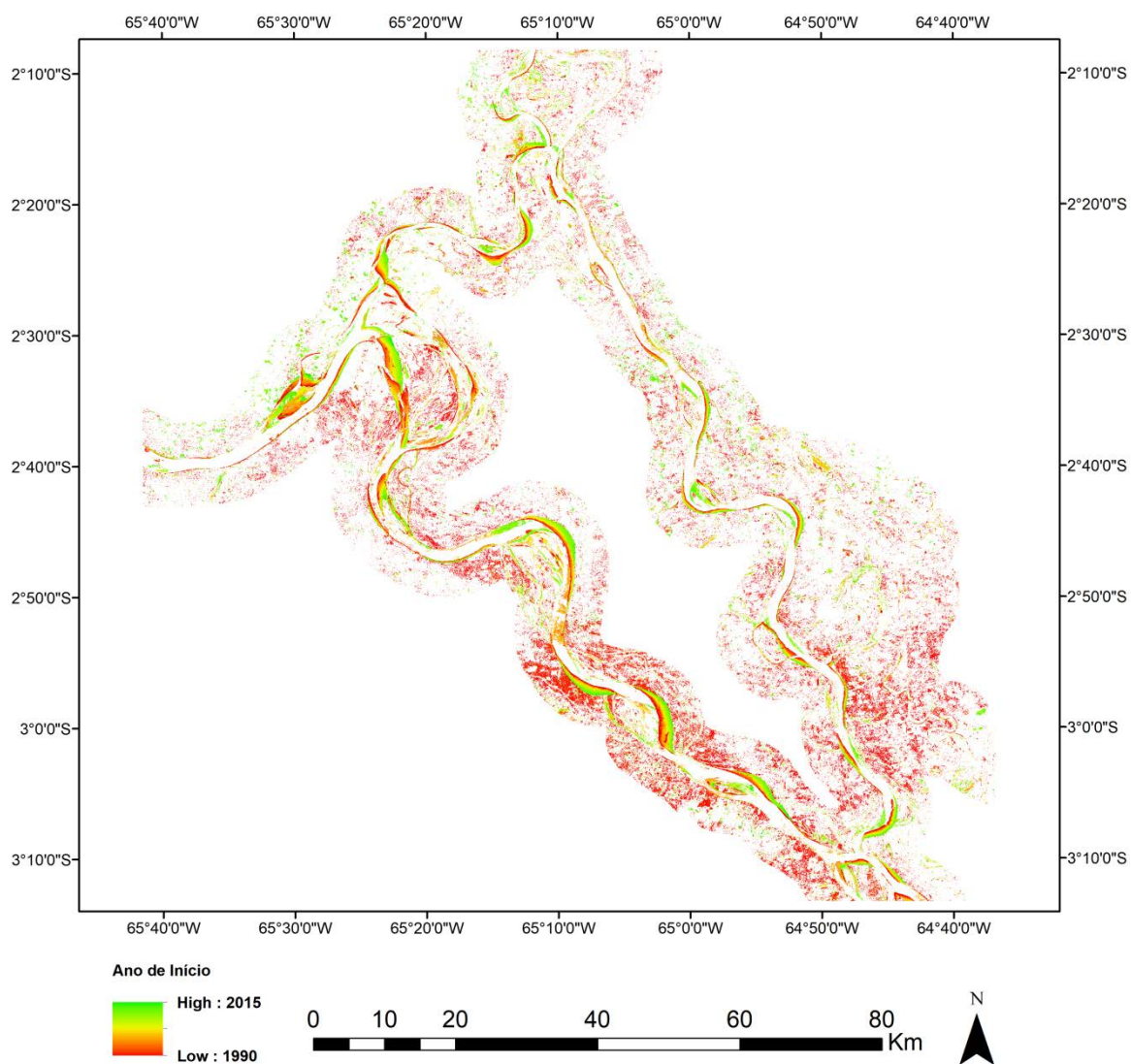


Figura 6: Mapa de perda de cobertura florestal, ano de início, para a região de Mamirauá.

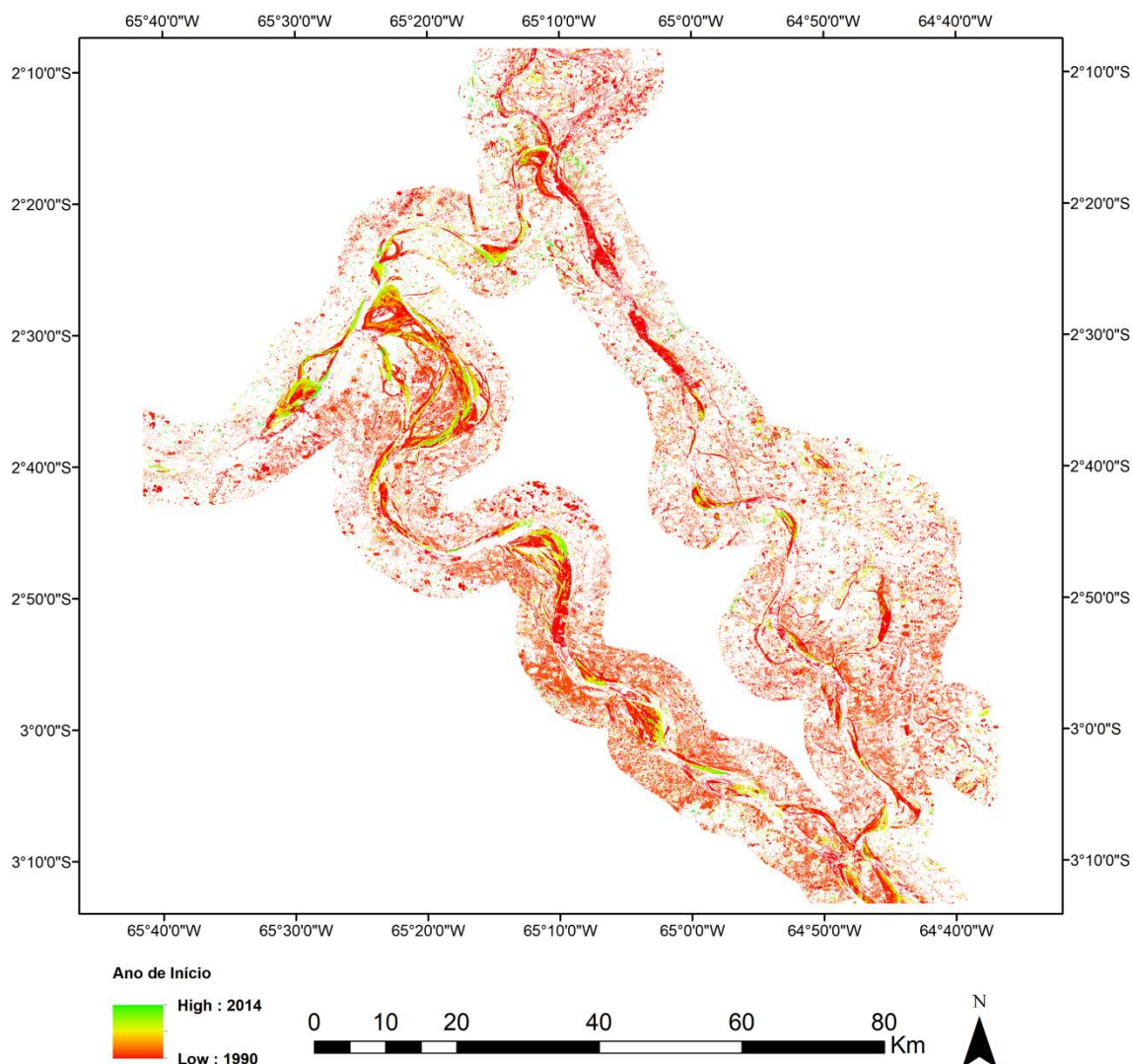


Figura 7: Mapa de ganho de cobertura florestal, ano de início, para a região de Mamirauá.

Quanto à magnitude dos eventos (figuras 8 e 9), nota-se que os eventos atrelados tanto às perdas quanto aos ganhos, diretamente relacionados à dinâmica do rio, encontram-se com uma variação de NDVI acima de 0.75. Esta característica de magnitude deve-se à natureza dos valores de NDVI, onde coberturas florestais tendem a ter valores de NDVI próximos de 1, enquanto os valores para corpos d'água são negativos, fazendo com que este tenha sido escolhido como limiar para as comparações com os dados hidrológicos, assumindo que estes eventos caracterizam uma mudança de cobertura de floresta para água e vice-versa.

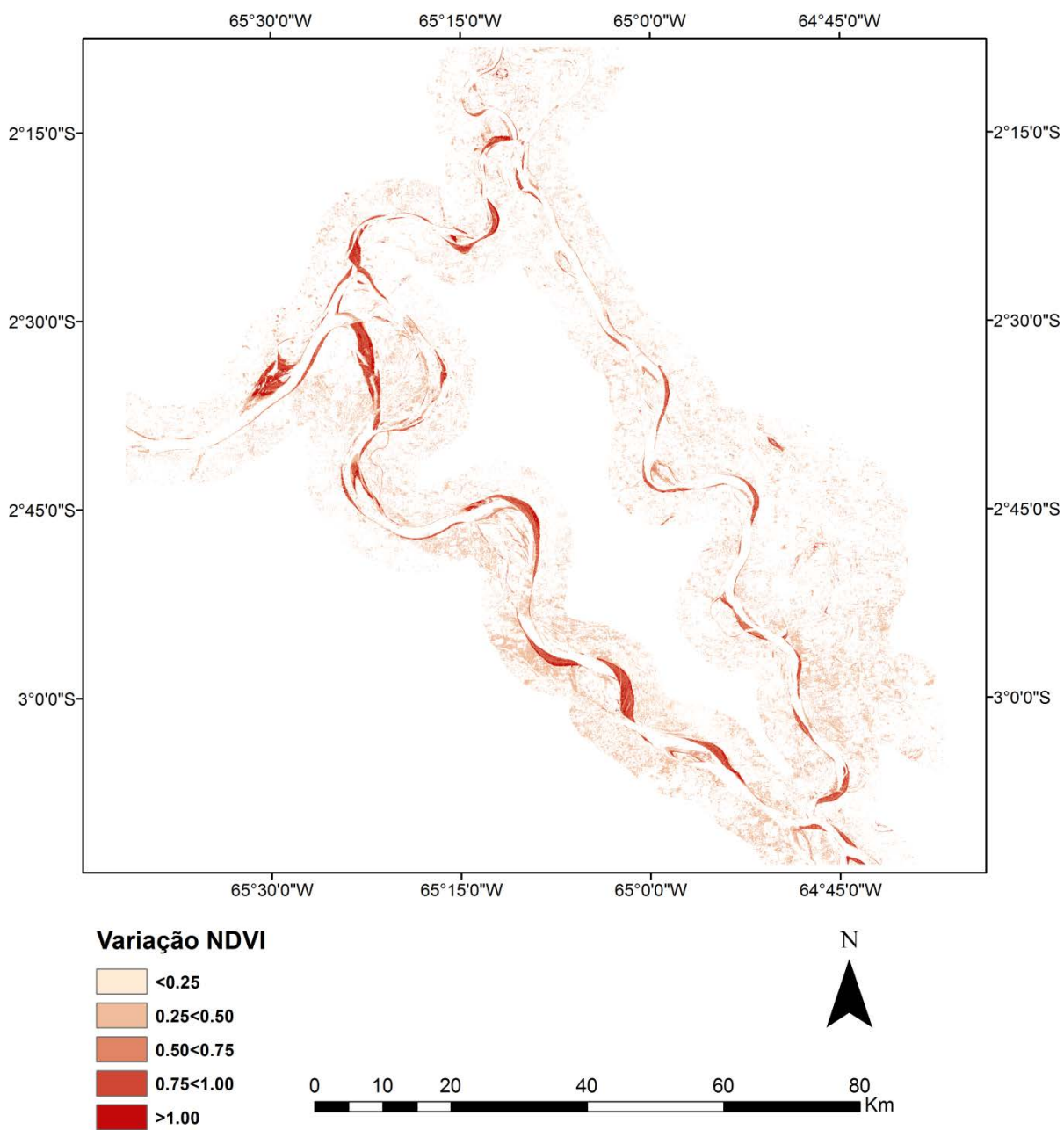


Figura 8: Mapa da magnitude dos eventos de perda de cobertura florestal em Mamirauá.

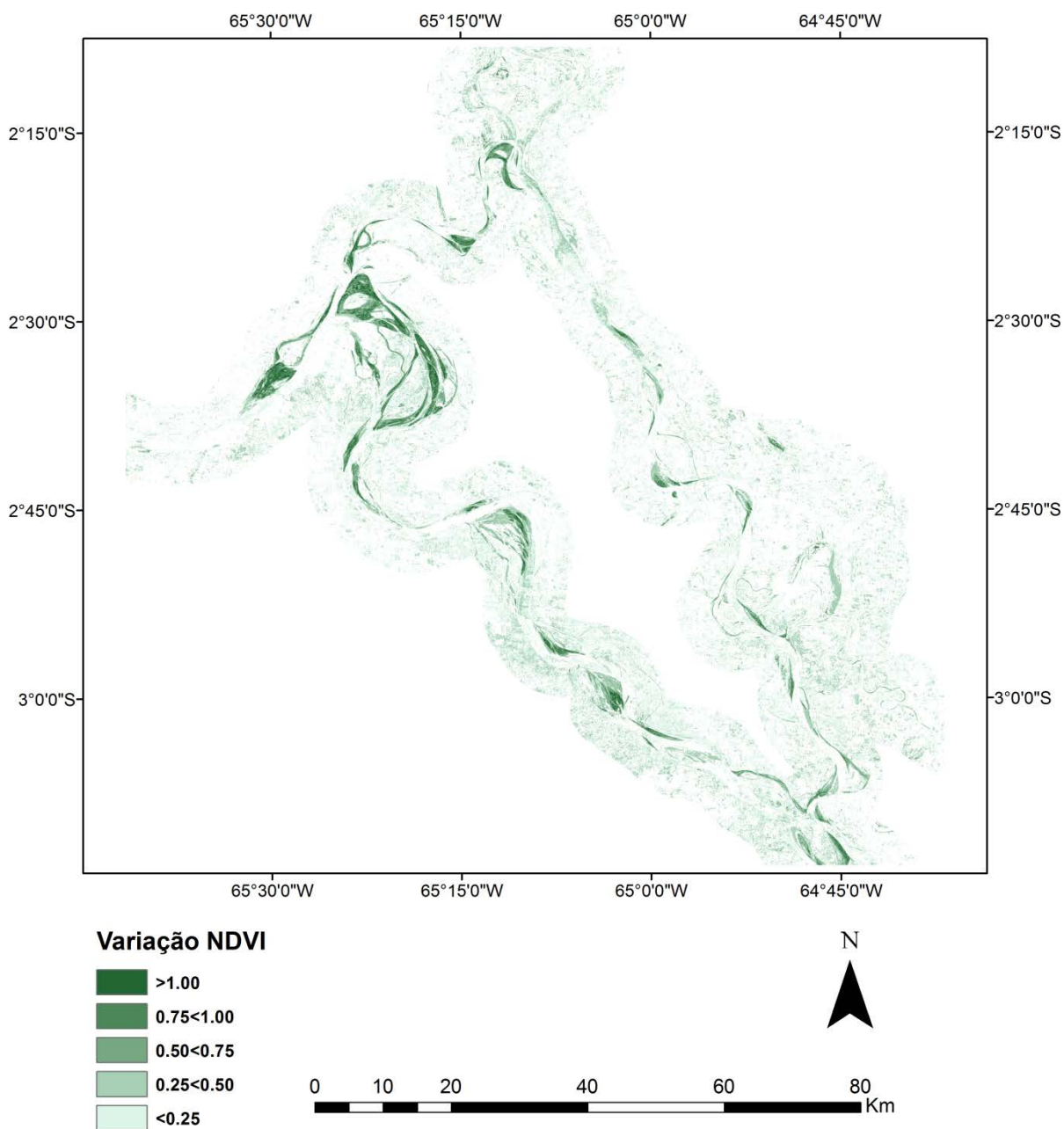


Figura 9: Mapa da magnitude dos eventos de ganho de cobertura florestal em Mamirauá.

A duração dos eventos também mostrou padrões diferentes em relação às perdas e ganhos (figuras 10 e 11), onde os eventos de perda tenderam a ocorrer de maneira mais brusca, com quase 80% ocorrendo em até 5 anos e com uma média de aproximadamente 4,1 anos, enquanto os ganhos de cobertura florestal mostraram durações mais longas no geral, sendo a média de 10,8 anos.

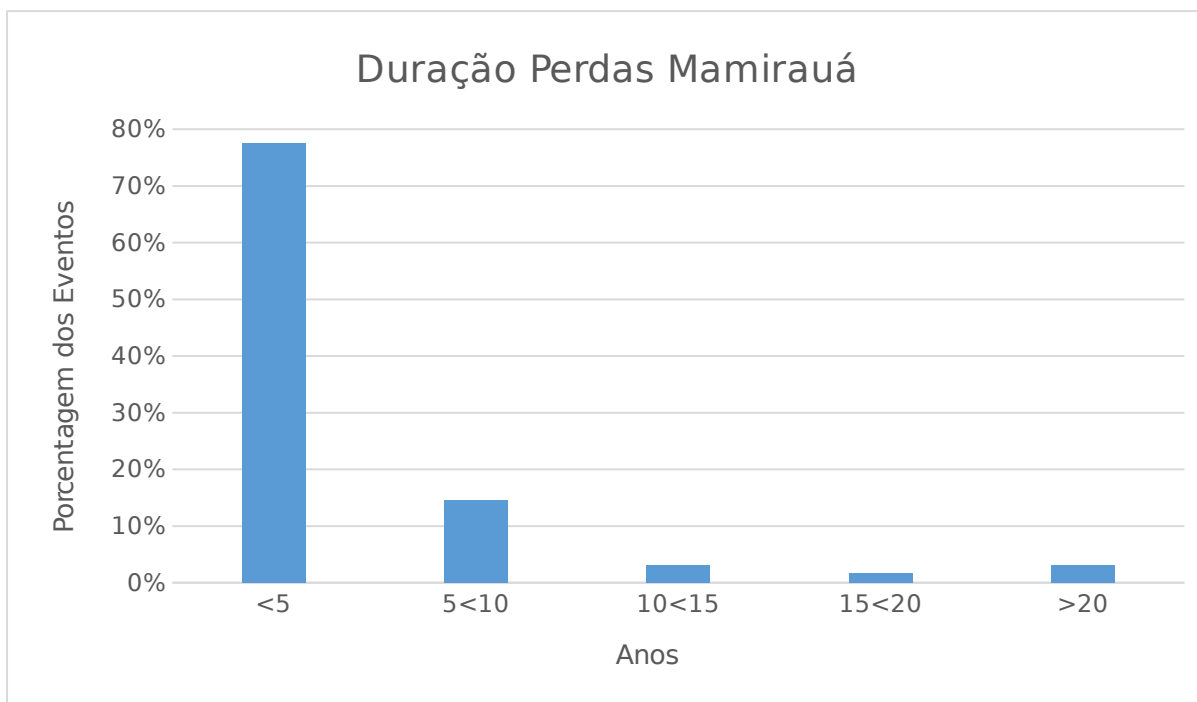


Figura 10: Duração dos eventos de perda de cobertura florestal em Mampirauá

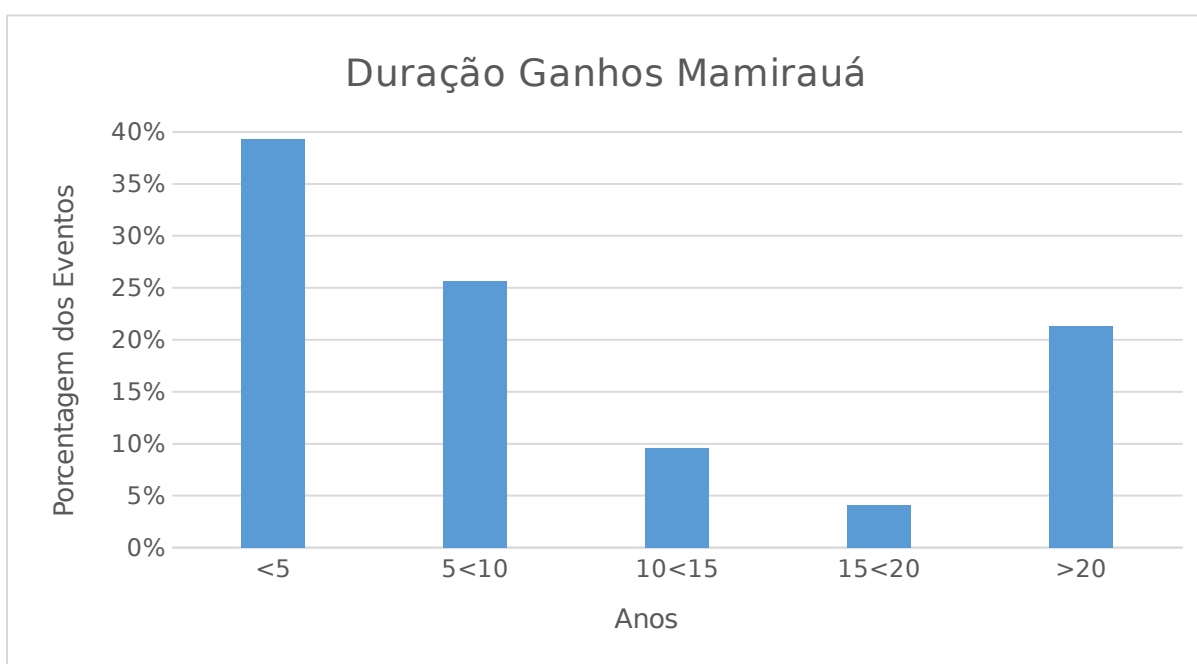


Figura 11: Duração dos eventos de ganho de cobertura florestal em Mampirauá

Ao serem comparados os dados de vazão média anual da estação Itapéua dos anos de 1989 até 2015 com os eventos de perda e ganho com magnitude acima do limiar escolhido, que podem ser vistos na figura 12, observa-se que em grande parte, existe um aumento em ambos os eventos nos anos seguidos de vazão mais alta.

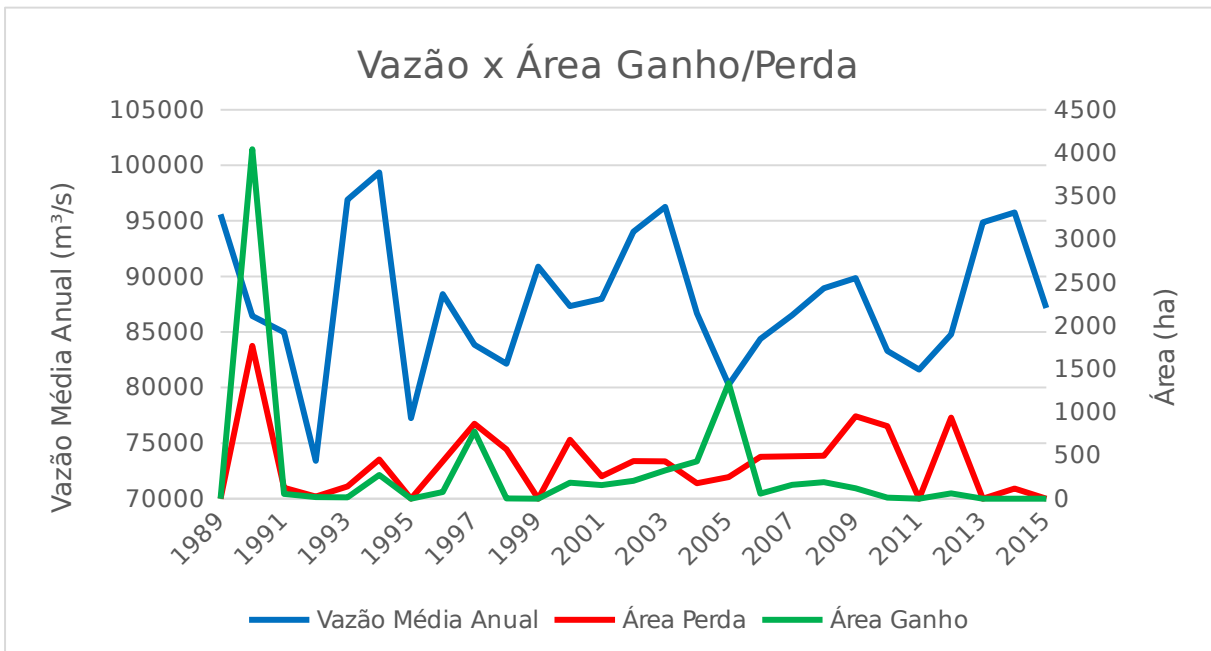


Figura 12: Gráfico de vazão média anual e área de perda e ganho de cobertura florestal em Mamirauá, por ano.

De maneira geral, os maiores eventos de perda e ganho de cobertura florestal foram afetados diretamente pela dinâmica fluvial, tanto pela migração de canais como pela erosão fluvial nas perdas e pela formação de ilhas fluviais nos ganhos. Considerando-se todos os eventos acima do limiar escolhido, as perdas e ganhos totalizaram aproximadamente 11.000 ha e 8.500 ha ou 1,91% e 1,49% da área total, respectivamente.

4. 2. MANACAPURU

Assim como em Mamirauá, as diferenças entre os anos de início dos eventos de perdas e ganhos em Manacapuru (Figuras 13 e 14, respectivamente) são visíveis, podendo-se notar a presença maior de tons vermelhos para os eventos de ganho e uma evolução gradual do canal nas margens do rio nos eventos de perda. É perceptível, porém, nas perdas, uma presença elevada de tons verdes, possuindo formas mais retilíneas, provavelmente relacionadas à expansão urbana da cidade de Manacapuru e a ação antrópica.

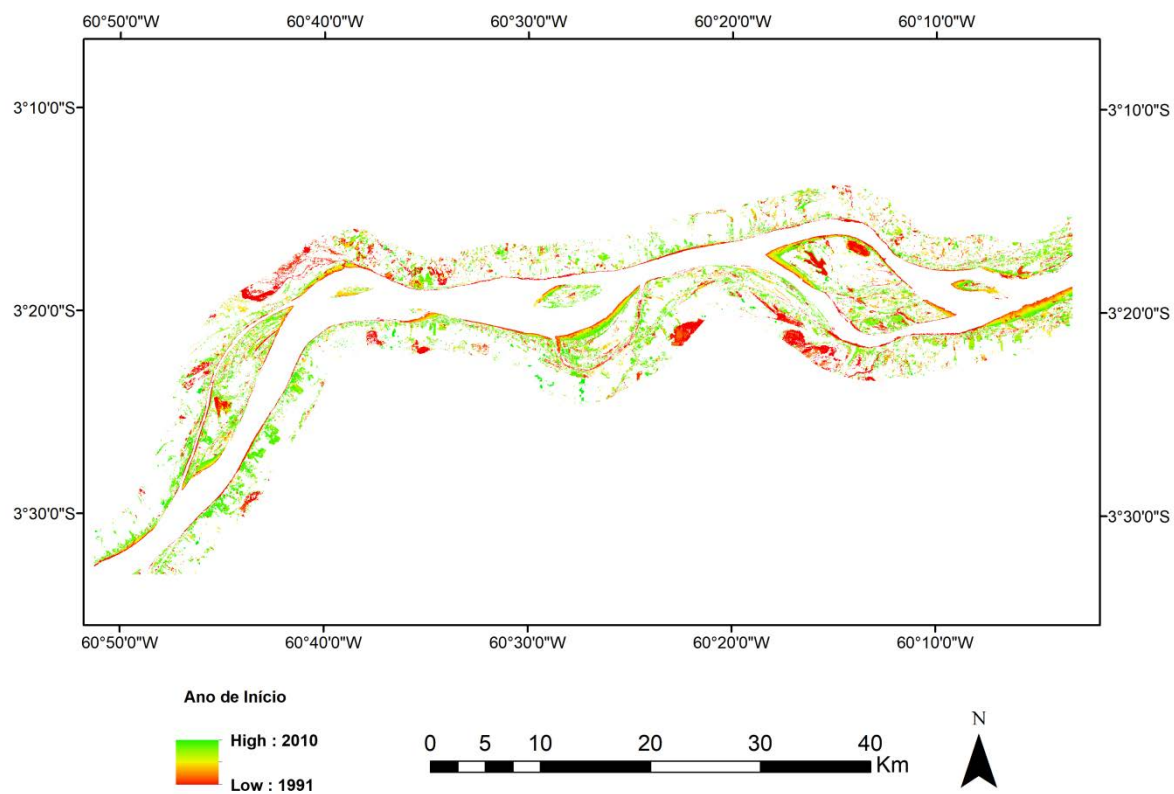


Figura 13: Mapa de perda de cobertura florestal, ano de início, para a região de Manacapuru

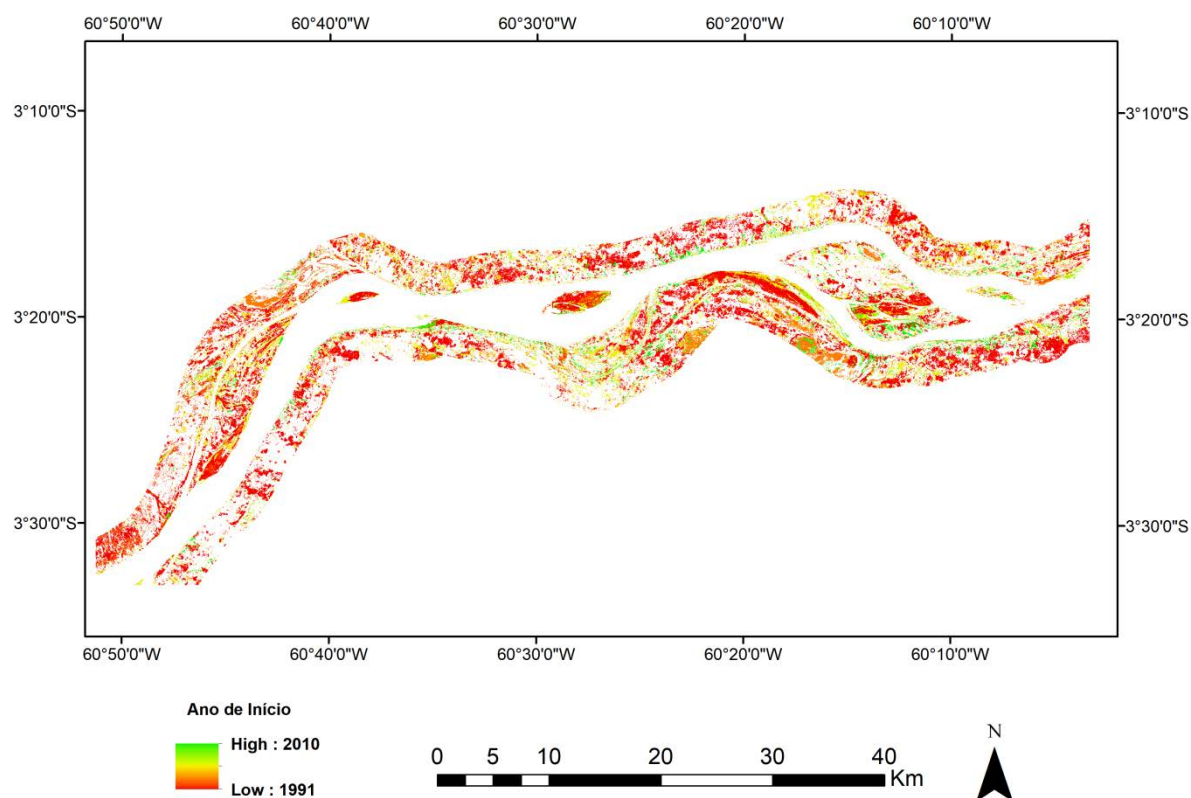


Figura 14: Mapa de ganho de cobertura florestal, ano de início, para a região de Manacapuru

Para os mapas de magnitude, visto nas figuras 15 e 16, em Manacapuru os resultados foram parecidos com Mamirauá, onde os maiores valores de variação de NDVI estavam diretamente associados com a calha do rio. É possível observar também os efeitos de desmatamento causados pela ação humana pelas formas retilíneas de várias áreas, porém estas não se confundem com as causadas pela ação erosiva do rio uma vez que as variações de NDVI ficam entre 0.25 e 0.75.

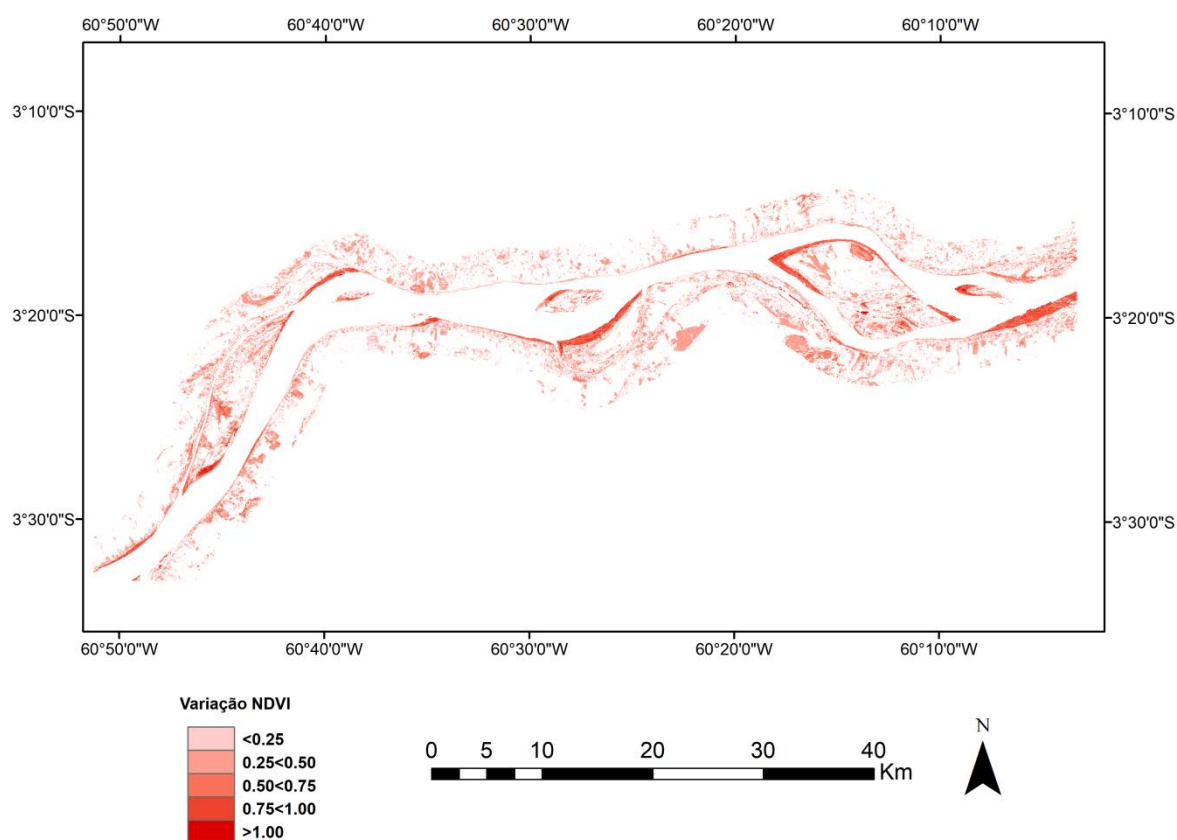


Figura 15: Mapa da magnitude dos eventos de perda de cobertura florestal em Manacapuru

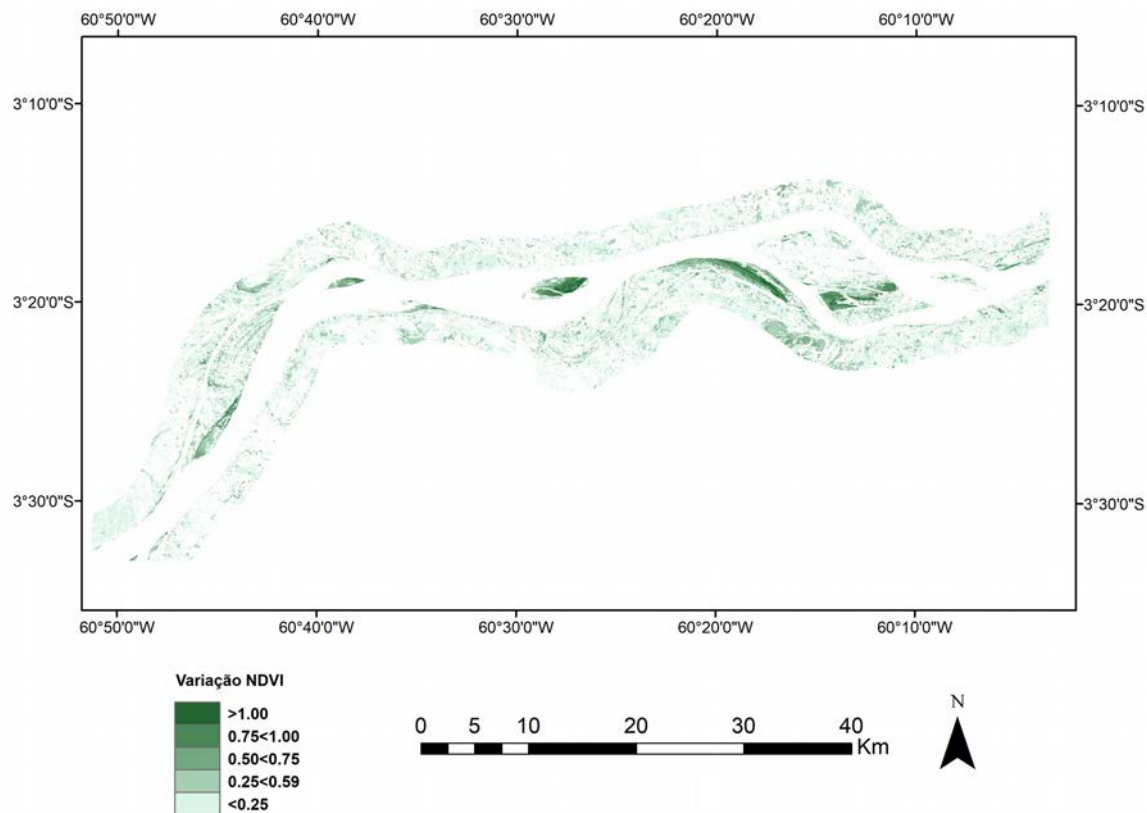


Figura 16: Mapa da magnitude dos eventos de ganho de cobertura florestal em Manacapuru

A duração dos eventos também mostrou-se parecida com as observadas em Mamirauá (Figuras 17 e 18), com os eventos de perdas ocorrendo de maneira mais abrupta, cerca de 80% ocorrendo em até 5 anos e a média sendo de 4,96 anos, e os ganhos tomando em média 10,3 anos.

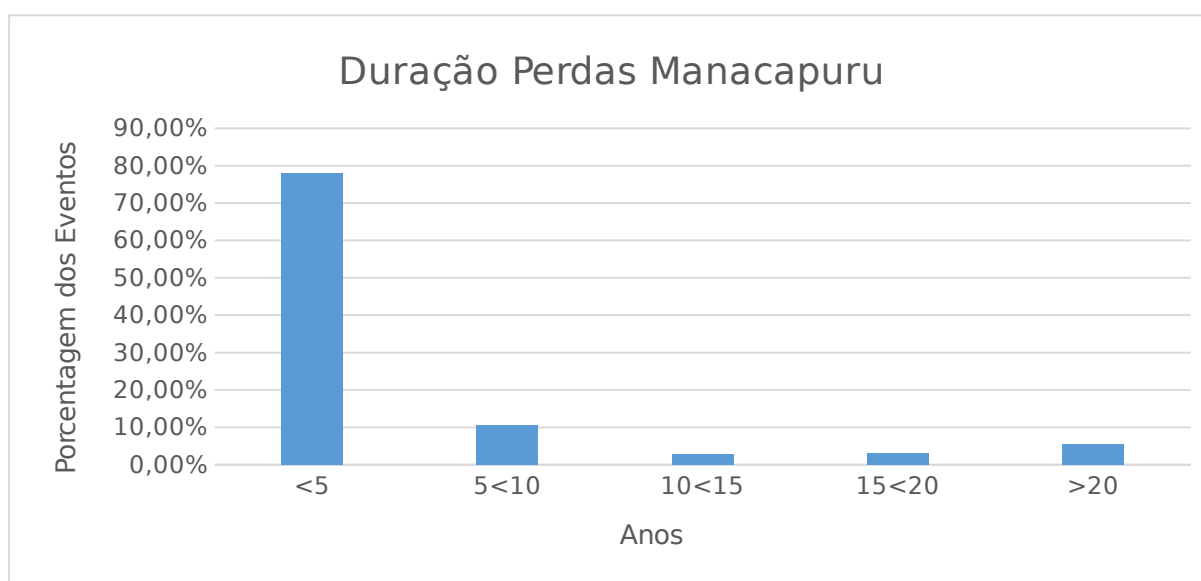


Figura 17: Duração dos eventos de perda de cobertura florestal em Manacapuru

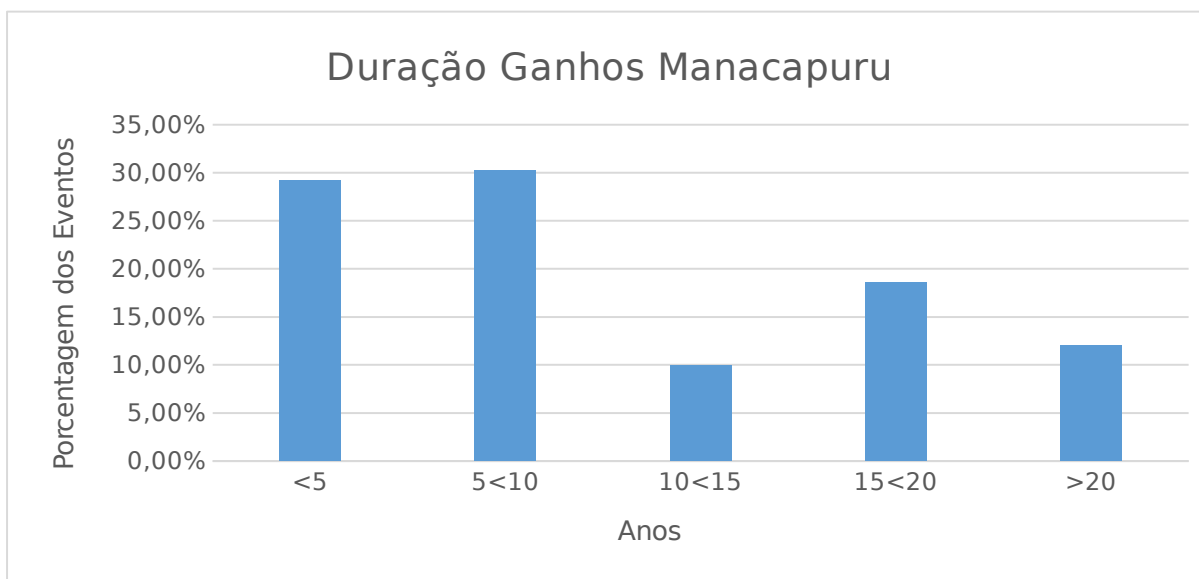


Figura 18: Duração dos eventos de ganho de cobertura florestal em Manacapuru

Quanto à relação entre perdas e ganhos com a vazão medida na estação de Manacapuru entre os anos de 1990 e 2011 na figura 19 a seguir, Manacapuru também mostrou-se parecida com Mamirauá, com picos de ganho/perda ocorrendo próximo à picos na vazão.

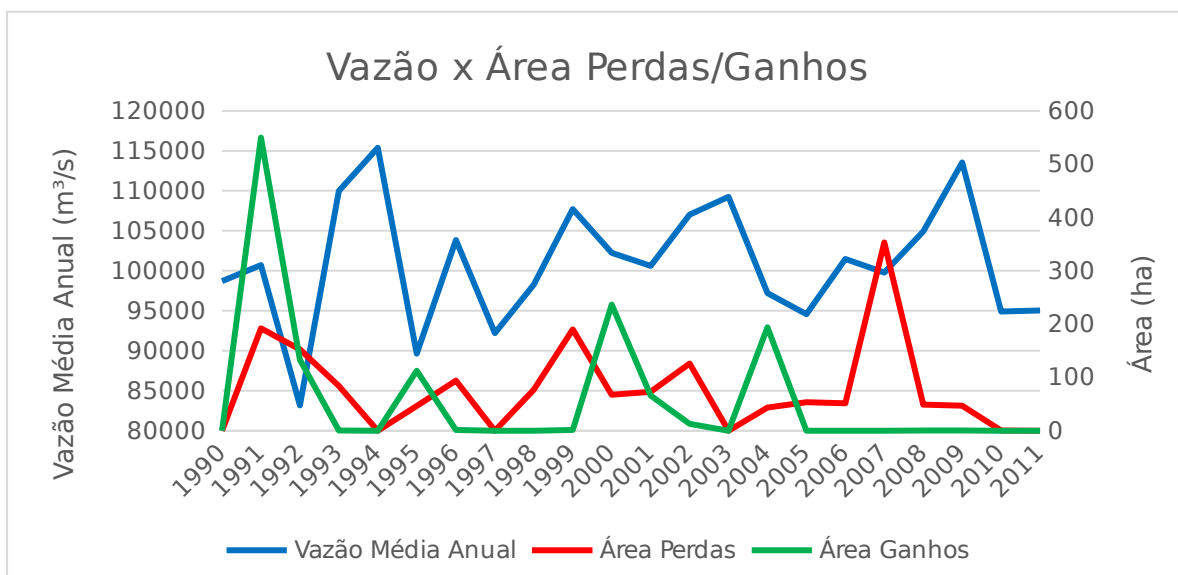


Figura 19: Gráfico de vazão média anual e área de perdas e ganhos de cobertura florestal em Manacapuru por ano

Os dados mostram que as regiões de Manacapuru e Mamirauá possuem padrões parecidos em relação à distribuição espacial e temporal dos eventos de perda e ganho, e também em sua

relação com a vazão média anual do rio, sendo a principal diferença entre as duas áreas a nítida interferência antrópica nos eventos de perda e ganho de cobertura. Apesar das áreas serem menores, com a área total dos eventos acima do limiar de 0.75 de variação de NDVI para as perdas ficando em torno de 1700 ha e dos eventos de ganho em cerca de 1300 ha, as porcentagens destas sobre a área total de estudo para Manacapuru mostrou-se similar à Mamirauá, com as perdas representando 1,63% da área total e os ganhos 1,26%.

4. 3. ÓBIDOS

Ao acompanharmos o início dos eventos de perdas e ganhos (figuras 20 e 21), vemos que Óbidos apresenta um padrão parecido com as regiões de Mamirauá e Manacapuru, com os eventos de perdas mostrando a migração do canal principal do rio, perceptível pela mudança na tonalidade das cores, enquanto os eventos de ganho mostram-se concentrados no início da série, com a predominância de vermelhos na imagem.

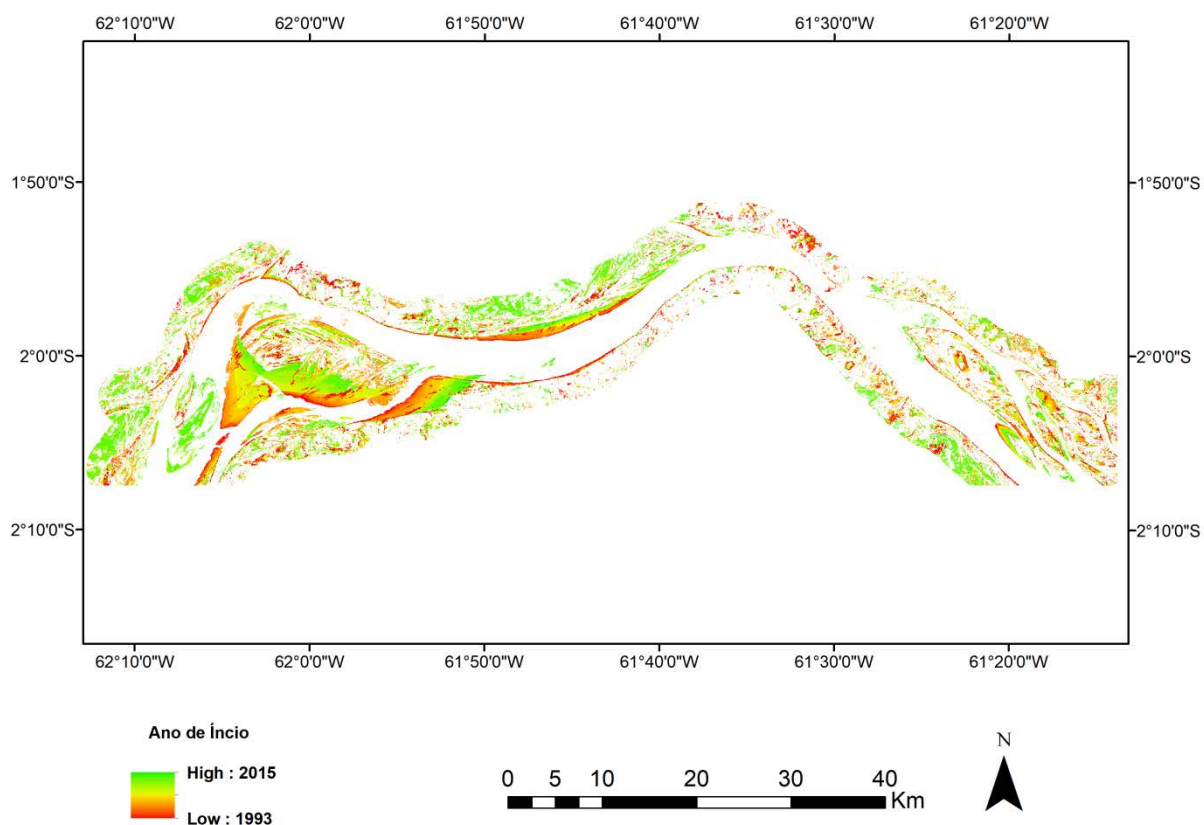


Figura 20: Mapa de perda de cobertura florestal, ano de início, para a região de Óbidos

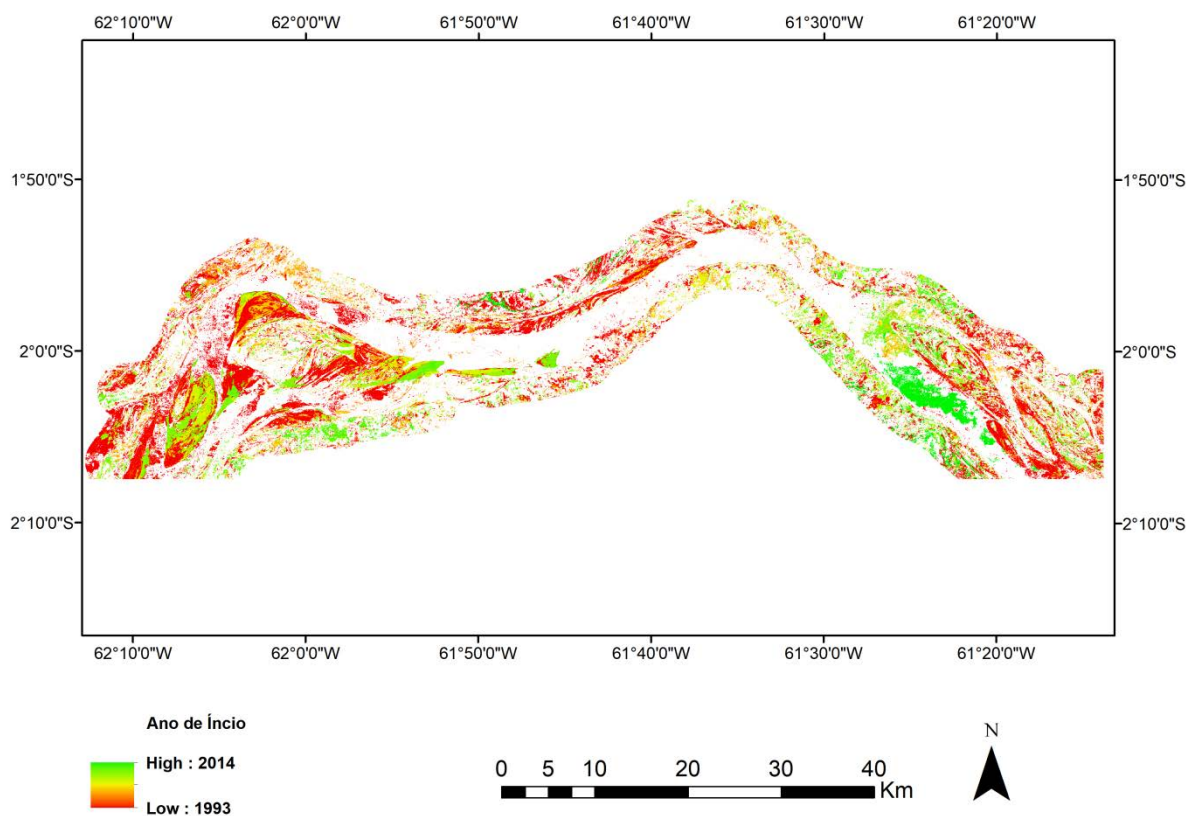


Figura 21: Mapa de ganho de cobertura florestal, ano de início, para a região de Óbidos

As magnitudes em Óbidos, nas figuras 22 e 23, apresentaram padrões parecidos com as outras duas áreas de estudo, com as maiores variações de NDVI estando presente em áreas afetadas diretamente pela presença do rio e a presença de áreas que sugerem a ação antrópica nas mudanças de cobertura florestal, assim como em Manacapuru, porém em menor proporção.

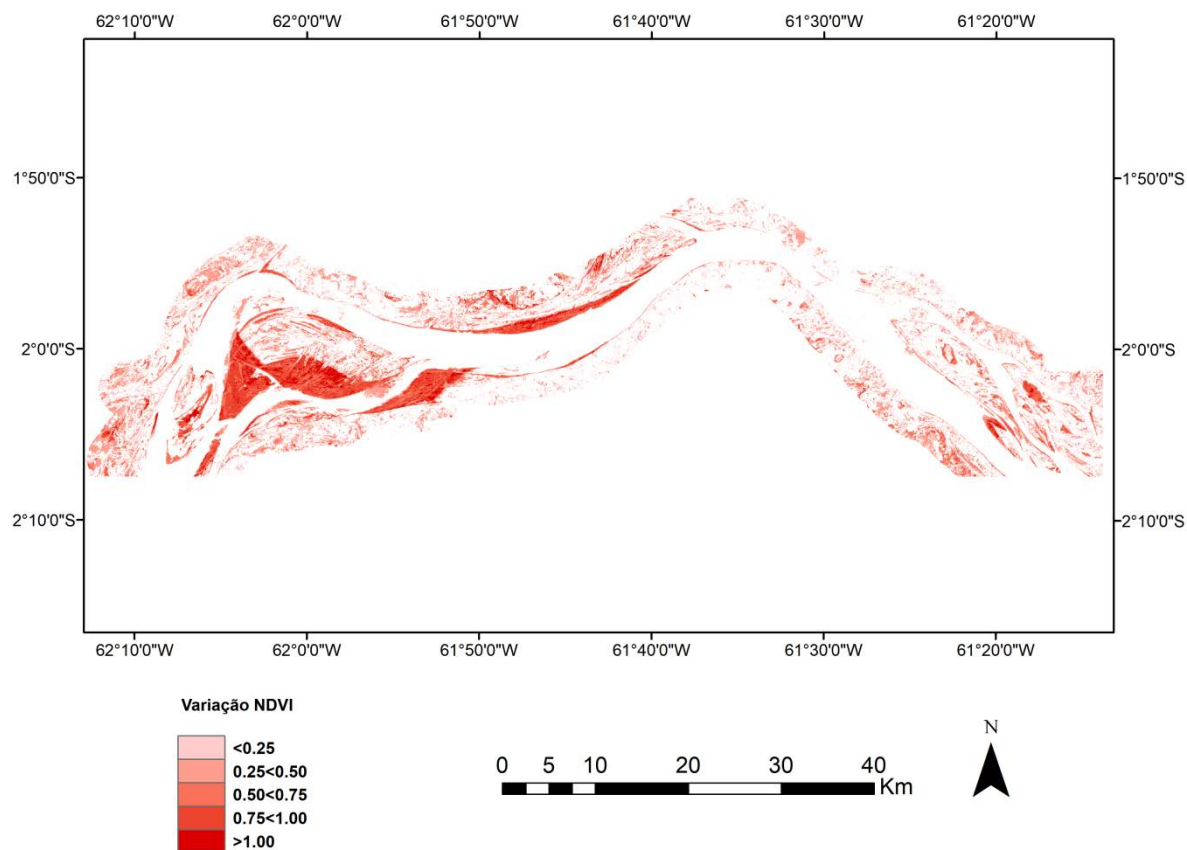


Figura 22: Mapa da magnitude dos eventos de perda de cobertura florestal em Óbidos

Os padrões de duração dos eventos, nas figuras 24 e 25, em Óbidos manteve-se consistente com as outras áreas de estudo, com eventos de perda possuindo curta duração, cerca de 75% ocorrendo em até 5 anos e média de 6 anos e os eventos de ganho ocorrendo em períodos maiores de tempo, sendo sua média 10,01 anos.

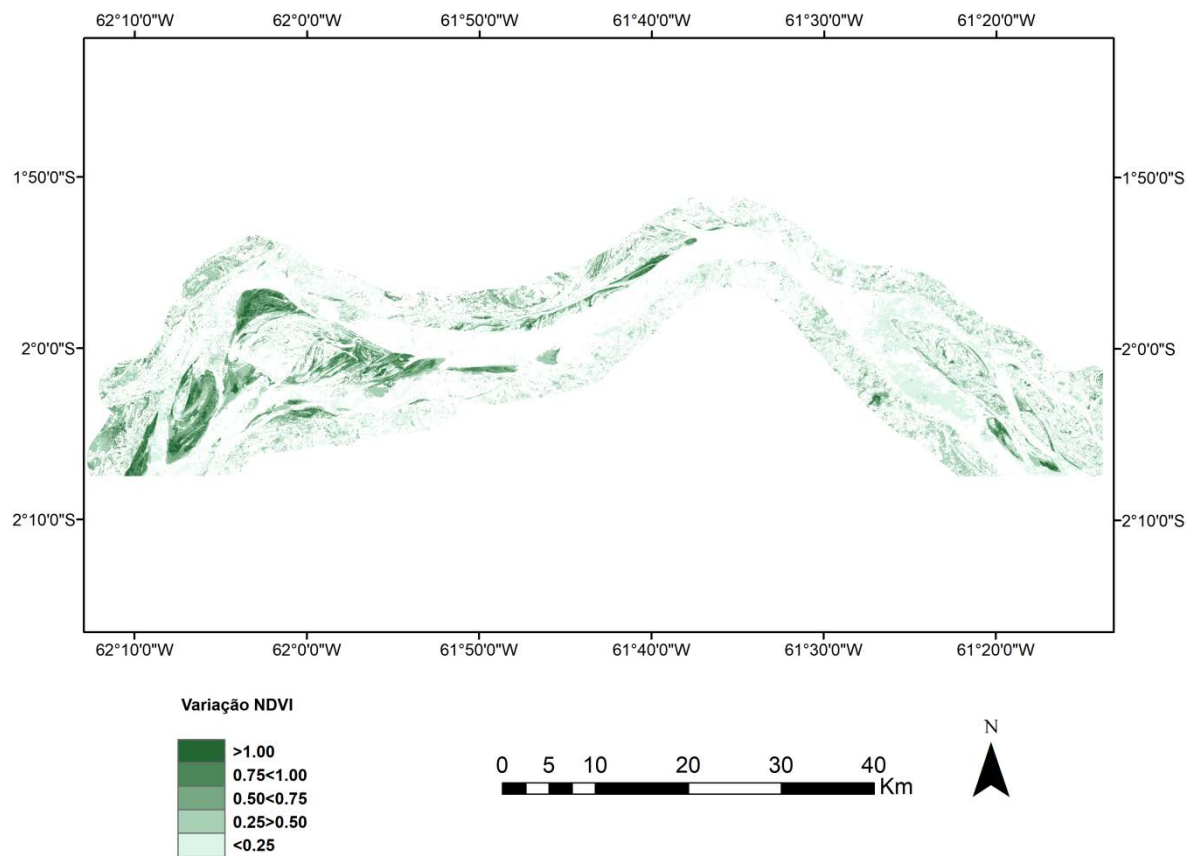


Figura 23: Mapa da magnitude dos eventos de ganho de cobertura florestal em Óbidos

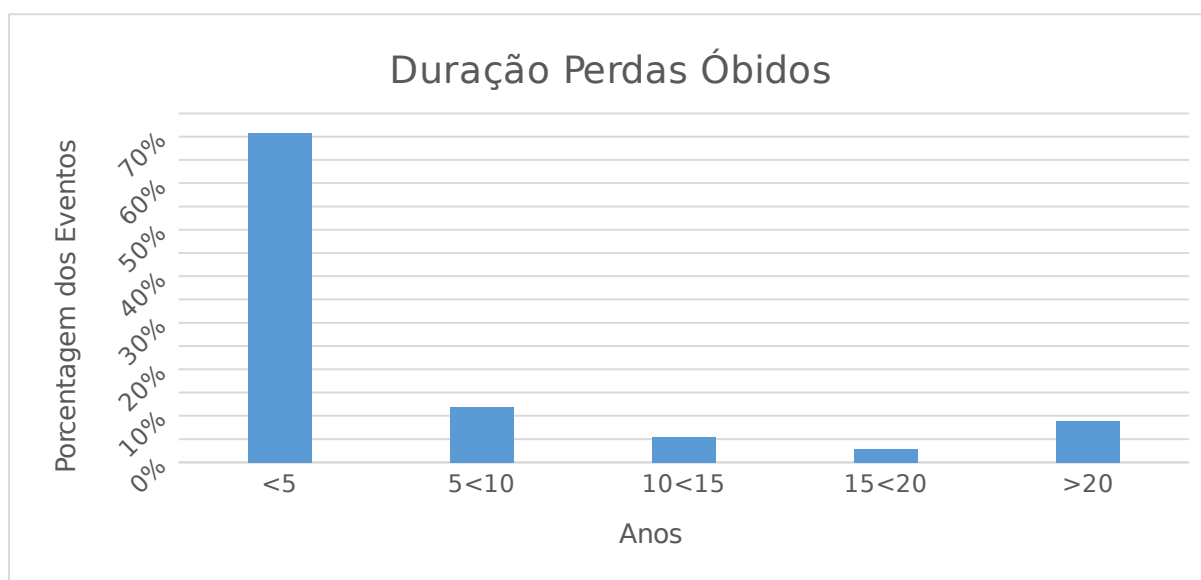


Figura 24: Duração dos eventos de perda de cobertura florestal em Óbidos

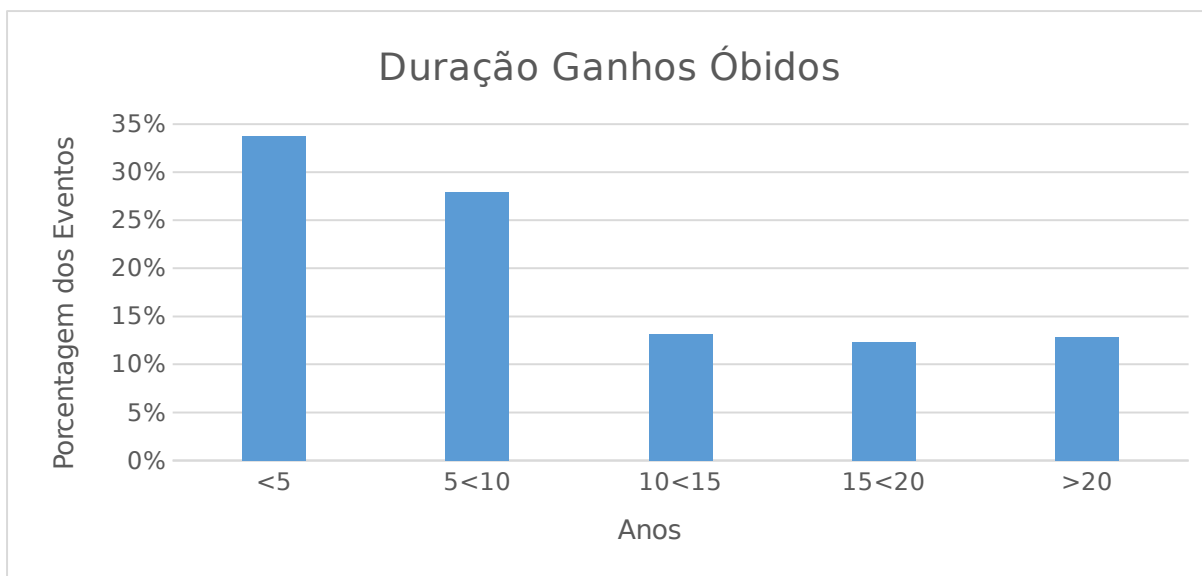


Figura 25: Duração dos eventos de ganho de cobertura florestal em Óbidos

Tendo em vista a relação das vazões médias anuais e os eventos de perda e ganho acima do limiar de variação de NDVI de 0.75, observa-se o mesmo padrão das outras áreas de estudo, com picos nos eventos de perda e ganho estando temporalmente próximos a picos nas vazões médias anuais.

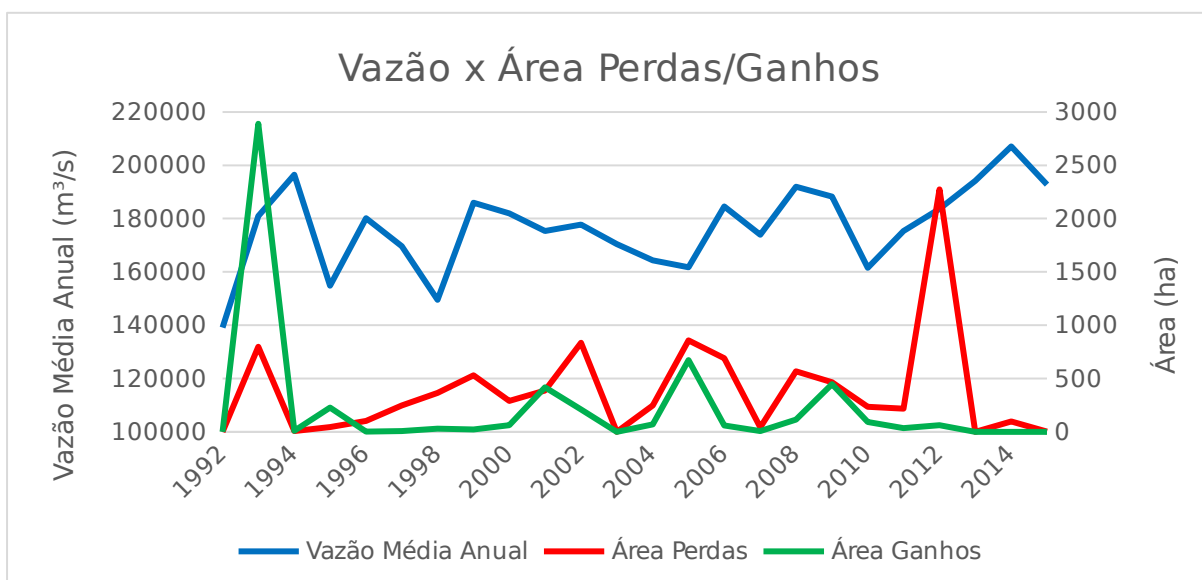


Figura 26: Gráfico de vazão média anual e área de perdas e ganhos de cobertura florestal em Óbidos por ano

Óbidos apresentou resultados parecidos com as outras duas áreas, sendo a maior diferença nesta área a detecção de mudanças pelo algoritmo causada pela variação de seus grandes lagos, porém, os padrões mostram-se os mesmos. A área total de eventos de perda de

cobertura florestal acima do limiar de 0.75 de variação no NDVI, excluídos as áreas dos lagos, foi de aproximadamente 9.300 ha, enquanto a área de ganho representou cerca de 5.500 ha, ou 5,35% e 3,13% da área total, respectivamente, mostrando maior dinamismo do que nas outras áreas.

4. 4. DISCUSSÃO

O algoritmo Landtrendr tendeu a detectar grande parte dos eventos de ganho e perda de cobertura nos primeiros anos da série, o que pode estar relacionado com processos que já encontravam-se em desenvolvimento antes da série temporal fornecida ao algoritmo, sendo identificado também que foram identificados início de eventos em datas que não estavam na série temporal, onde pela falta de observação nesta data, o algoritmo assume que uma tendência de ganho ou perda que se apresentou no ano seguinte à data sem observação tenha tido início nesta lacuna de dados. As três áreas estudadas apresentaram padrões similares em relação à duração e início dos eventos, com durações médias em torno de 5 anos para perdas e 10 anos para os ganhos, e com eventos de perda distribuídos ao longo de toda a série e eventos de ganho tendo início nos primeiros anos da série, condizente com o estudo realizado por Fragal et al. (2016). Todas as áreas apresentaram predominância dos eventos de perda sobre os de ganho, com cerca de 2.400 ha, 400 ha e 4.000 ha de perda de cobertura florestal para as regiões de Mamirauá, Manacapuru e Óbidos, respectivamente, demonstrando que apesar de haverem grandes áreas com deposição de sedimentos para a colonização de espécies em todas as localidades, houve uma diminuição da área de cobertura florestal. Peixoto et al. (2009), identificaram uma área de erosão na região de Mamirauá de aproximadamente 6.000 ha utilizando uma série temporal Landsat 5/TM entre 1984 e 2005, enquanto a deposição representou cerca de 6.500 ha, enquanto neste estudo foi identificado uma área maior para ambos os valores, aproximadamente 11.000 e 8.500 ha, respectivamente com as áreas erodidas superando as depositadas, variação que pode ser explicada pela diferença na série temporal estudada e também pela diferença no tamanho de buffer utilizado, 3 km em Peixoto et al (2009). e 5 km neste estudo. A maior diferença entre as áreas foi o maior dinamismo observado em Óbidos, onde as perdas e ganhos representaram 5,35% e 3,13% da área total, respectivamente, contrastando com Mamirauá e Manacapuru, onde essas variações ficaram entre 1,26% e 1,91%. Tal diferença pode estar associada com variações na carga de sedimentos em suspensão identificadas por Rudorff et al. (2017) na região de Óbidos, onde houve um aumento de 94% na carga de sedimentos entre os anos de 1995 e 2014, causado pelo aumento da amplitude da onda de inundação, podendo, porém, também estar relacionado

à erosão de margens, devido a grande quantidade de lagos na área. Quanto à relação entre as vazões médias e eventos de perda e ganho de cobertura florestal, observou-se um padrão parecido nas três áreas estudadas, com picos na vazão estando relacionados à picos nos eventos de perda e ganho. Tendo em vista esta relação encontrada e estudos recentes indicando uma tendência de intensificação nas precipitações e vazão máxima na região amazônica (GLOOR et al., 2013), é esperado que os processos de perda e ganho de cobertura florestal tendam a se intensificar também, e se levarmos em consideração as simulações realizadas por Melack & Coe (2013) onde cenários de aumento no desmatamento amazônico causariam a diminuição na precipitação e evapotranspiração, além do aumento das áreas inundadas, é de se esperar que caso se mantenha esta tendência de intensificação do ciclo hidrológico (GLOOR et al., 2013) e os padrões de perda e ganho de cobertura florestal identificados neste estudo, acelerando os processos simulados por Melack & Coe (2013). Cabe-se ressaltar também, que devido ao padrão de drenagem encontrado nas áreas estudadas, entre meandrante e anabranching, onde as variações das áreas das planícies de inundação são naturais, encontra-se uma dificuldade maior no estabelecimento de limiares entre processos naturais e os gerados por ação antrópica e de mudanças climáticas.

5. CONCLUSÕES

Apesar das três áreas estudadas terem apresentado padrões similares nas mudanças de cobertura florestal, necessita-se um estudo mais aprofundado com a inclusão de diferentes áreas de várzea com o objetivo de verificar se estes padrões são recorrentes em toda a cobertura florestal de várzea. Mostrou-se necessária também a disponibilidade de séries temporais mais robustas, como forma de reduzir o impacto da presença de nuvens na identificação de mudanças e de processos que já estivessem em curso durante o início das séries estudadas, evitando que o algoritmo identifique mudanças em anos que estas não ocorreram. Estudos futuros podem ainda utilizar o algoritmo Landtrendr como forma de identificar a idade das formações florestais e momentos de perda de cobertura como forma de quantificar o impacto destas nos estoques de carbono e, portanto, seu impacto na emissão/sequestro de gases do efeito estufa e como estes contribuem para a aceleração/mitigação dos processos de mudança climática.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil), HydroWeb: Sistema de Informações Hidrológicas, Disponível em: <hidroweb.ana.gov.br>

BARBOSA, C. C. F; NOVO, E. M. L. M; MELACK, J. M; FREITAS, R. M; FILHO, W. P. Metodologia de Análise da Dinâmica de Área e Volume Inundável: O Exemplo da Várzea do Lago Grande de Curai, **Revista Brasileira de Cartografia**, vol. 58, n.3, p. 201-210, 2006

BONNET, M.P; BARROUX, G; MARTINEZ, J.M; SEYLER, F; MOREIRA-TURCQ, P. *et al.* Floodplain Ecology in an Amazon Floodplain Lake (Lago Grande do Curai). **Journal of Hydrology**, 349, p. 18-30, 2007

BUNTING, P; CLEWLEY, D; LUCAS, R. M; GILLINGHAM, S. The Remote Sensing and GIS Software Library (RSGISlib), **Computers & Geosciences**, Vol. 62, p. 216-226, 2014

FERREIRA-FERREIRA, J; SILVA, T. F. S; STREHER, A. S. *et al.* Combining ALOS/PALSAR derived vegetation structure and inundation patterns to characterize major vegetation types in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, Central Amazon floodplain, Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, Vol. 23, p. 41-59, 2015

FRAGAL, E. H. Reconstrução Histórica de Mudanças na Cobertura Florestal em Várzeas do Baixo Amazonas Utilizando o Algoritmo LandTrendr. 2015. 100 p. **Dissertação** (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2015.

FRAGAL, E. H; SILVA, T. S. F; NOVO, E. M. L. M. Reconstructing Forest Cover Change in the Amazon Floodplains Using the LandTrendr Algorithm. **Acta Amazonica**, vol. 46, p. 13-24, 2016

GLOOR, M. *et al.* The Carbon Balance of South America: a Review of the Status, Decadal Trends and Main Determinants. **Biogeosciences**, v. 9, n. 12, p. 5407-5430, 2012

GLOOR, M. *et al.* Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. **Geophysical Research Letters**, Vol. 40, p. 1729–1733, 2013.

HESS, L. L; MELACK, J. M; NOVO, E. M. L. M; BARBOSA, C. C. F; GASTIL, M. Dual-Season Mapping of Wetland Inundation and Vegetation for the Central Amazon Basin. **Remote Sensing of Environment**, vol. 87, p. 404-428, 2003

- KAUTH, R. J; THOMAS, G. S. The Tasseled Cap -- A Graphic Description of the Spectral-Temporal Development of Agricultural Crops as Seen by LANDSAT. **LARS Symposia**, 1976
- KENNEDY, R. E; YANG, Z; COHEN, W. B. Detecting Trends in Forest Disturbance and Recovery Using Yearly Landsat Time Series: LandTrendr – Temporal Segmentation Algorithms. **Remote Sensing of Environment**, vol. 114, n. 12, p. 2897-2910, 2010.
- MELACK, J. M; HESS, L. L. Remote Sensing of the Distribution and Extent of Wetlands in the Amazon Basin. In: JUNK, W. J; PIEDEDE, M. T. F; WITTMAN, F; SCHÖNGART, J; PAROLIN, P; **Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity, and Sustainable Management**. Springer Verlag, 2010.
- MELACK, J. M; COE, M. T., Climate Change and the Floodplain Lakes of the Amazon Basin. In: GOLDMAN, C. R; KUMAGAI, M; ROBERTS, R. D. **Climatic Change and Global Warming of Inland Waters: Impacts and Mitigations for Ecosystems and Societies**. John Wiley & Sons, Ltd., 2013, p. 295-310
- PEIXOTO, J. M. A; NELSON, B. W; WITTMANN, F. Spatial and temporal dynamics of river channel migration and vegetation in central Amazonian white-water floodplains by remote-sensing techniques. **Remote Sensing of Environment**, n.113, p. 2258– 2266, 2009.
- JUNK, W; BAYLEY, P. B; SPARKS, R. E. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. **Proceedings of the International Large River Symposium, Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences** n. 106, p. 110-127, 1989
- JUNK, W. J. The Central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system. **Ecological studies**, vol 126, 525 p. 1997
- JUNK, W. J; PIEDEDE, M. T. F; SCHÖNGART, J; COHN-HAFT, M; ADENEY, J. M; WITTMAN, F. A Classification of Major Naturally-Occurring Amazonian Lowland Wetlands. **Wetlands**, vol. 31, n. 4, p. 623-640, 2011
- PARK, E; LATRUBESSE, M. Surface Water Types and Sediment Distribution Patterns at the Confluence of Mega Rivers: The Solimões-Amazon and Negro River Junction, **Water Resources Research**, vol. 51, p. 6197-6213, 2015
- PENN, J. R. Rivers of the World: A Social, Geographical and Environmental Sourcebook, ABC-CLIO, 357 p., 2001
- PEIXOTO, J. M. A; NELSON, B. W; WITTMANN, F. Spatial and temporal dynamics of river channel migration and vegetation in central Amazonian white-water floodplains by remote-sensing techniques. **Remote Sensing of Environment**, n.113, p. 2258– 2266, 2009.

ROUSE, J.W., HAAS, R.H., SCHELL, J.A., DEERING, D.W., 1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS, **Third ERTS Symposium, NASA SP-351 I**, p. 309-317. 1973

ROZO, M. G; NOGUEIRA, A. C. R; CASTRO, C. S. Remote Sensing-Based Analysis of the Planform Changes in the Upper Amazon River of the Period 1986-2006, **Journal of South American Earth Sciences**, vol. 51, p. 28-44, 2014

SAATCHI, S. S; HOUGHTON, R. A; DOS SANTOS ALVALÁ, R. C; SOARES, J. V; YU, Y. Distribution of Aboveground Live Biomass in the Amazon Basin. **Global Change Biology**, vol. 13, n. 4, p. 9899-9904, 2007

RUDORFF, C. M; DUNNE, T; MELACK, J. M. Recent Increase of River-Floodplain Suspended Sediment Exchange in a Reach of the Lower Amazon River, **Earth Surface Process and Landforms**, 2017

SEDELL, J. R; RICHEY, J. E; SWANSON, F. J. The River Continuum Concept: A Basis for the Expected Ecosystem Behaviour of Very Large Rivers?, In: **Proceedings of the International Large River Symposium**, vol. 106, p. 49-55, 1989

SIOLI, H. Das Wasser im Amazonasgebiet. **Forschungen und Fortschritte**, n.26, p. 274-280, 1950

SORRIBAS, M. V; PAIVA, R. C. D; MELACK, J. M; BRAVO, J. M; JONES, C; CARVALHO, L; BEIGHLEY, E; FOSBERG, B; COSTA, M. H. Projections of Climate Change Effects on Discharge and Inundation in the Amazon Basin. **Climatic Change** vol. 136, n. 3-4, p. 555-570, 2016

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY, USGS (E.U.A), Landsat 4-7 Surface Reflectance (LEDAPS) Product, Disponível em: <https://landsat.usgs.gov/sites/default/files/documents/ledaps_product_guide.pdf>, 2017a

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY, USGS (E.U.A), Landsat 8 Surface Reflectance Code (LaSRC) Product, Disponível em: <https://landsat.usgs.gov/sites/default/files/documents/lasrc_product_guide.pdf>, 2017b

VANNOTE, R. L; MINSHALL, G. W; CUMMINS, K. W; SEDELL, J. R; CUSHING, C. E. The River Continuum Concept, **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 37, p. 130-137, 1980

WULDER, M. A; MASEK, J. G; COHEN, W. B; LOVELAND, T. R; WOODCOCK, C. E.
Opening the Archive: How Free Data has Enabled the Science and Monitoring Promise of
Landsat, **Remote Sensing of Environment**, vol. 122, p. 2-10, 2012

ANEXOS

ANEXO A - DATA DE AQUISIÇÃO DAS IMAGENS LANDSAT PARA MAMIRAUÁ

| Data de Aquisição | Satélite/Sensor | Data de Aquisição | Satélite/Sensor |
|--------------------------|------------------------|--------------------------|------------------------|
| 24/09/1989 | Landsat 5/TM | 25/09/2001 | Landsat 5/TM |
| 27/11/1989 | Landsat 5/TM | 06/10/2002 | Landsat 7/ETM+ |
| 27/09/1990 | Landsat 5/TM | 15/09/2003 | Landsat 5/TM |
| 14/11/1990 | Landsat 5/TM | 18/11/2003 | Landsat 5/TM |
| 14/09/1991 | Landsat 5/TM | 01/09/2004 | Landsat 5/TM |
| 01/11/1991 | Landsat 5/TM | 17/09/2004 | Landsat 5/TM |
| 16/09/1992 | Landsat 5/TM | 04/09/2005 | Landsat 5/TM |
| 18/10/1992 | Landsat 5/TM | 06/10/2005 | Landsat 5/TM |
| 19/09/1993 | Landsat 5/TM | 25/09/2006 | Landsat 5/TM |
| 05/10/1993 | Landsat 5/TM | 10/11/2006 | Landsat 5/TM |
| 09/09/1995 | Landsat 5/TM | 10/09/2007 | Landsat 5/TM |
| 25/09/1995 | Landsat 5/TM | 28/09/2008 | Landsat 5/TM |
| 14/11/1996 | Landsat 5/TM | 18/11/2009 | Landsat 5/TM |
| 30/11/1996 | Landsat 5/TM | 05/09/2011 | Landsat 5/TM |
| 14/09/1997 | Landsat 5/TM | 28/10/2013 | Landsat 8/OLI |
| 06/10/1999 | Landsat 5/TM | 29/11/2013 | Landsat 8/OLI |
| 14/10/1999 | Landsat 7/ETM+ | 29/09/2014 | Landsat 8/OLI |
| 22/09/2000 | Landsat 5/TM | 31/10/2014 | Landsat 8/OLI |
| 30/09/2000 | Landsat 7/ETM+ | 16/09/2015 | Landsat 8/OLI |
| 01/09/2001 | Landsat 7/ETM+ | 19/11/2015 | Landsat 8/OLI |

ANEXO B - DATA DE AQUISIÇÃO DAS IMAGENS PARA MANACAPURU

| Data de Aquisição | Satélite/Sensor | Data de Aquisição | Satélite/Sensor |
|--------------------------|------------------------|--------------------------|------------------------|
| 06/09/1990 | Landsat 5/TM | 17/09/2000 | Landsat 5/TM |
| 22/09/1990 | Landsat 5/TM | 04/09/2001 | Landsat 5/TM |
| 25/09/1991 | Landsat 5/TM | 06/10/2001 | Landsat 5/TM |
| 12/11/1991 | Landsat 5/TM | 07/11/2001 | Landsat 5/TM |

| | | | |
|------------|--------------|------------|--------------|
| 28/11/1991 | Landsat 5/TM | 23/11/2001 | Landsat 5/TM |
| 27/09/1992 | Landsat 5/TM | 10/09/2003 | Landsat 5/TM |
| 13/10/1992 | Landsat 5/TM | 13/11/2003 | Landsat 5/TM |
| 30/09/1993 | Landsat 5/TM | 14/10/2004 | Landsat 5/TM |
| 19/10/1994 | Landsat 5/TM | 30/09/2005 | Landsat 5/TM |
| 04/09/1995 | Landsat 5/TM | 17/10/2005 | Landsat 5/TM |
| 20/09/1995 | Landsat 5/TM | 02/09/2006 | Landsat 5/TM |
| 06/10/1995 | Landsat 5/TM | 20/10/2006 | Landsat 5/TM |
| 25/09/1997 | Landsat 5/TM | 05/11/2006 | Landsat 5/TM |
| 27/10/1997 | Landsat 5/TM | 21/09/2007 | Landsat 5/TM |
| 28/09/1998 | Landsat 5/TM | 07/09/2008 | Landsat 5/TM |
| 15/09/1999 | Landsat 5/TM | 10/09/2009 | Landsat 5/TM |
| 17/10/1999 | Landsat 5/TM | 29/11/2009 | Landsat 5/TM |
| 19/11/1999 | Landsat 5/TM | 31/10/2010 | Landsat 5/TM |
| 01/09/2000 | Landsat 5/TM | 16/09/2011 | Landsat 5/TM |

ANEXO C - DATA DE AQUISIÇÃO DAS IMAGENS LANDSAT PARA ÓBIDOS

| Data de Aquisição | Satélite/Sensor | Data de Aquisição | Satélite/Sensor |
|--------------------------|------------------------|--------------------------|------------------------|
| 06/09/1992 | Landsat 5/TM | 10/11/1998 | Landsat 5/TM |
| 22/09/1992 | Landsat 5/TM | 10/09/1999 | Landsat 5/TM |
| 08/10/1992 | Landsat 5/TM | 28/10/1999 | Landsat 5/TM |
| 24/10/1992 | Landsat 5/TM | 12/09/2000 | Landsat 5/TM |
| 09/11/1992 | Landsat 5/TM | 14/10/2000 | Landsat 5/TM |
| 25/11/1992 | Landsat 5/TM | 01/10/2001 | Landsat 5/TM |
| 09/09/1993 | Landsat 5/TM | 02/11/2001 | Landsat 5/TM |
| 25/09/1993 | Landsat 5/TM | 07/10/2003 | Landsat 5/TM |
| 28/09/1994 | Landsat 5/TM | 24/11/2003 | Landsat 5/TM |
| 14/10/1994 | Landsat 5/TM | 07/09/2004 | Landsat 5/TM |
| 30/10/1994 | Landsat 5/TM | 09/10/2004 | Landsat 5/TM |
| 15/11/1994 | Landsat 5/TM | 10/11/2004 | Landsat 5/TM |
| 17/10/1995 | Landsat 5/TM | 26/11/2004 | Landsat 5/TM |
| 01/09/1996 | Landsat 5/TM | 10/09/2005 | Landsat 5/TM |
| 19/10/1996 | Landsat 5/TM | 26/09/2005 | Landsat 5/TM |
| 04/11/1996 | Landsat 5/TM | 28/10/2005 | Landsat 5/TM |
| 20/11/1996 | Landsat 5/TM | 30/10/2006 | Landsat 5/TM |
| 04/09/1997 | Landsat 5/TM | 16/10/2006 | Landsat 5/TM |
| 06/10/1997 | Landsat 5/TM | 16/09/2007 | Landsat 5/TM |
| 22/10/1997 | Landsat 5/TM | 02/10/2007 | Landsat 5/TM |
| 25/10/1998 | Landsat 5/TM | 02/09/2008 | Landsat 5/TM |
| Data de Aquisição | Satélite/Sensor | Data de Aquisição | Satélite/Sensor |
| 18/09/2008 | Landsat 5/TM | 29/10/2011 | Landsat 5/TM |
| 20/10/2008 | Landsat 5/TM | 02/10/2013 | Landsat 8/OLI |
| 05/09/2009 | Landsat 5/TM | 03/11/2013 | Landsat 8/OLI |
| 21/09/2009 | Landsat 5/TM | 03/09/2014 | Landsat 8/OLI |
| 07/10/2009 | Landsat 5/TM | 06/11/2014 | Landsat 8/OLI |
| 23/10/2009 | Landsat 5/TM | 06/09/2015 | Landsat 8/OLI |
| 08/11/2009 | Landsat 5/TM | 22/09/2015 | Landsat 8/OLI |

| | | | |
|------------|--------------|------------|---------------|
| 10/10/2010 | Landsat 5/TM | 08/10/2015 | Landsat 8/OLI |
| 27/11/2010 | Landsat 5/TM | 09/11/2015 | Landsat 8/OLI |
| 27/09/2011 | Landsat 5/TM | | |