



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

sid.inpe.br/mtc-m21b/2015/03.27.11.40-TDI

**RECONSTRUÇÃO HISTÓRICA DE MUDANÇAS NA
COBERTURA FLORESTAL EM VÁRZEAS DO BAIXO
AMAZONAS UTILIZANDO O ALGORITMO
LANDTRENDR**

Everton Hafemann Fragal

Dissertação de Mestrado do
Curso de Pós-Graduação em
Sensoriamento Remoto, orientada
pelos Drs. Evlyn Márcia Leão de
Moraes Novo, e Thiago Sanna
Freire Silva, aprovada em 09 de
abril de 2015.

URL do documento original:

<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3J83FGH>

INPE
São José dos Campos
2015

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Gabinete do Diretor (GB)

Serviço de Informação e Documentação (SID)

Caixa Postal 515 - CEP 12.245-970

São José dos Campos - SP - Brasil

Tel.:(012) 3208-6923/6921

Fax: (012) 3208-6919

E-mail: pubtc@sid.inpe.br

**COMISSÃO DO CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO
DA PRODUÇÃO INTELECTUAL DO INPE (DE/DIR-544):****Presidente:**

Marciana Leite Ribeiro - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Membros:

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação Observação da Terra (OBT)

Dr. Amauri Silva Montes - Coordenação Engenharia e Tecnologia Espaciais (ETE)

Dr. André de Castro Milone - Coordenação Ciências Espaciais e Atmosféricas
(CEA)

Dr. Joaquim José Barroso de Castro - Centro de Tecnologias Espaciais (CTE)

Dr. Manoel Alonso Gan - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos
(CPT)

Dr^a Maria do Carmo de Andrade Nono - Conselho de Pós-Graduação

Dr. Plínio Carlos Alvalá - Centro de Ciência do Sistema Terrestre (CST)

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação de Observação da Terra (OBT)

Clayton Martins Pereira - Serviço de Informação e Documentação (SID)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Simone Angélica Del Duca Barbedo - Serviço de Informação e Documentação
(SID)

Yolanda Ribeiro da Silva Souza - Serviço de Informação e Documentação (SID)

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Marcelo de Castro Pazos - Serviço de Informação e Documentação (SID)

André Luis Dias Fernandes - Serviço de Informação e Documentação (SID)



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

sid.inpe.br/mtc-m21b/2015/03.27.11.40-TDI

**RECONSTRUÇÃO HISTÓRICA DE MUDANÇAS NA
COBERTURA FLORESTAL EM VÁRZEAS DO BAIXO
AMAZONAS UTILIZANDO O ALGORITMO
LANDTRENDR**

Everton Hafemann Fragal

Dissertação de Mestrado do
Curso de Pós-Graduação em
Sensoriamento Remoto, orientada
pelos Drs. Evlyn Márcia Leão de
Moraes Novo, e Thiago Sanna
Freire Silva, aprovada em 09 de
abril de 2015.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3J83FGH>>

INPE
São José dos Campos
2015

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Fragal, Everton Hafemann.

F842r Reconstrução histórica de mudanças na cobertura florestal em várzeas do Baixo Amazonas utilizando o algoritmo LandTrendr / Everton Hafemann Fragal. – São José dos Campos : INPE, 2015.

xxiv + 100 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m21b/2015/03.27.11.40-TDI)

Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2015.

Orientadores : Drs. Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo, e Thiago Sanna Freire Silva.

1. Amazônia. 2. Floresta inundável. 3. Alteração da floresta. 4. Monitoramento. I.Título.

CDU 528.855:551.435.12

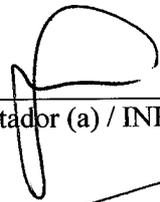


Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

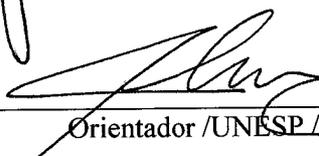
Aprovado pela Banca Examinadora em
cumprimento a requisito exigido para a
obtenção do Título de **Mestre em**
Sensoriamento Remoto

Dra. Evlyn Márcia Leão de
Moraes Novo



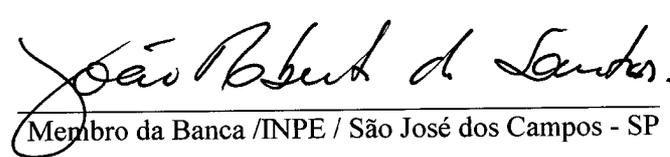
Presidente / Orientador (a) / INPE / São José dos Campos - SP

Dr. Thiago Sanna Freire Silva



Orientador / UNESP / Rio Claro - SP

Dr. João Roberto dos Santos



Membro da Banca / INPE / São José dos Campos - SP

Dr. Luiz Eduardo Oliveira e
Cruz de Aragão



Membro da Banca / INPE / São José dos Campos - SP

Dr. André de Lima



Membro da Banca / INPE / São José dos Campos - SP

Dr. Jochen Schögart



Convidado (a) / INPA / Manaus - AM

Este trabalho foi aprovado por:

- () maioria simples.
(✓) unanimidade.

Título: **“Reconstrução histórica de mudanças na cobertura florestal em várzeas do
Baixo Amazonas utilizando o algoritmo LandTrendr”**

Aluno (a): Everton Hafemann Fraga!

São José dos Campos, 09 de Abril de 2015.

“Quando você se expressa de uma única maneira, você não gosta. Quando descobre uma nova maneira de se expressar, poderia ter descoberto três ou quatro maneiras. Isto abre seus olhos para o universo.”

David Donoho

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus orientadores Evlyn Márcia de Leão Moraes Novo e Thiago Sanna Freire Silva, pela orientação, paciência e apoio durante esses dois anos.

Agradeço ao Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais (INPE) pela infraestrutura e corpo docente que contribuíram para o meu aprendizado.

Agradeço à CAPES pela concessão da bolsa de mestrado e à FAPESP pelo financiamento do trabalho em campo (2011/23594-8).

Agradeço aos amigos e professores do INPE e da Universidade Estadual de Maringá (UEM) que ajudaram diretamente ou indiretamente no desenvolvimento desta dissertação.

Agradeço a minha família por me apoiar na busca dos meus objetivos.

RESUMO

As florestas de várzea são importantes para a manutenção da biodiversidade e para o provimento de serviços ecossistêmicos. Entretanto, atividades antrópicas têm levado à redução da cobertura de florestas de várzea no decorrer do tempo. A perda florestal impacta tanto a população humana local e regional, quanto o ecossistema de várzea, enquanto o desenvolvimento de nova cobertura florestal promove um novo ciclo de serviços ecossistêmicos fornecidos pelas florestas. Diversos trabalhos buscaram quantificar a perda florestal e identificar seu agente causador a partir de séries temporais de imagens de satélite. No entanto, abordagens de mapeamento manuais limitam o número de imagens que podem ser avaliadas. Algoritmos semi-automáticos apresentam-se como alternativa à análise manual, maximizando a quantidade de informações sobre mudanças na cobertura florestal. Nesta pesquisa foi avaliada aplicabilidade do algoritmo *Landsat-based Detection of Trends in Disturbance and Recovery* (LandTrendr) para reconstrução histórica das mudanças na cobertura florestal de várzea em um trecho do Baixo Amazonas, no período de 1984 a 2009. Para tal, foram definidos os seguintes objetivos específicos: 1) Avaliar qual informação espectral é mais eficiente para detectar mudanças na cobertura florestal; 2) Examinar o conjunto ótimo de parâmetros do algoritmo LandTrendr para ajuste de trajetórias espectro-temporais em florestas de várzea; 3) Avaliar a confiabilidade dos atributos gerados pelo algoritmo para caracterizar mudanças da cobertura florestal; e 4) Analisar a exatidão na discriminação entre agentes antrópicos e naturais causadores de mudanças na cobertura florestal, a partir dos atributos providos pelo algoritmo. Foi utilizada uma série temporal de 37 imagens Landsat TM e EMT+, adquirida entre setembro e novembro para o período de 1984 a 2009. O índice de vegetação NDVI mostrou-se mais eficiente para detectar mudanças na cobertura florestal, mas 37% da perda e 31% do desenvolvimento da cobertura florestal na área estudada não foi detectada pelo algoritmo. Os valores ótimos dos parâmetros foram *kernel size=3x3*; *pval=0,05*; e *max segments=6*, maximizando a detecção dos eventos de mudança e minimizando falsos eventos. As trajetórias espectro-temporais refletiram eventos ocorridos na cobertura florestal, e o nível de confiabilidade dos atributos que caracterizam a perda e desenvolvimento da cobertura florestal foi mais alto ao longo do rio Amazonas, em relação ao interior da várzea. Estimou-se uma maior incidência de perdas de origem antrópica (1.071 ha) do que de origem natural (884 ha), com Exatidão Global Média de 94%. Contudo, houve dificuldade na discriminação entre causas naturais e antrópicas de perda florestal para o último ano da série temporal. Conclui-se que algoritmo LandTrendr foi eficiente na detecção e caracterização dos eventos de perda e desenvolvimento da cobertura florestal, especialmente em áreas ao longo do canal do rio Amazonas, podendo ser útil para avaliar espaço-temporalmente a ocorrência de eventos de mudança ao longo de toda a calha do rio Amazonas.

HISTORICAL RECONSTRUCTION OF FOREST COVER CHANGES IN VÁRZEAS OF LOWER AMAZON USING THE ALGORITHM LANDTRENDR

ABSTRACT

Floodplain forests are important for maintaining biodiversity and providing ecosystem services. However, anthropogenic activities have brought a reduction of floodplain forest cover over time. Forest loss impacts local and regional human populations, as well as the floodplain ecosystem, while forest cover growth promotes a new cycle of ecosystem services provision by forests. Several studies have attempted to quantify forest loss and its agents of causation, based on time series of satellite images. However, manual mapping approaches limit the number of images that can be assessed. Semi-automatic algorithms can be considered as an alternative to manual analysis, maximizing the amount of information that can be obtained on forest cover change. We investigated the applicability of the Landsat-based Detection of Trends in Disturbance and Recovery (LandTrendr) algorithm for historical reconstruction of changes in floodplain forest cover, in a portion of the Lower Amazon River floodplain, from 1984 to 2009. We defined the following specific objectives: 1) Evaluate which spectral information is more efficient to detect changes in forest cover; 2) Examine the optimal set of LandTrendr parameters for fitting spectral-temporal trajectories in várzea forests; 3) Evaluate how reliable are the attributes generated by the algorithm to characterize changes in forest cover; 4) Evaluate the attainable accuracy for the discrimination between natural and anthropogenic causes of change in forest cover, based on the attributes provided by the algorithm. A time series of 37 Landsat TM and ETM+ images were acquired between September and November for the period extending from 1984 to 2009. NDVI was the most efficient spectral information to detect changes in forest cover, but 37% of mapped forest loss and 31% of mapped forest growth in the study area were not identified by the algorithm. The optimal set of parameters were *kernel size=3x3*; *pval=0,05*; and *max segments=6*, which maximized the detection of change events and minimized false events. The spectral-temporal trajectories reflected actual events in forest cover, and the reliability level of attributes characterizing the loss and growth of forest cover was highest along the Amazon River margins, when compared to the floodplain interior. We estimated a higher incidence of forest loss with anthropogenic origin (1,071 ha) versus natural origins (884 ha), with an Average Global Accuracy of 94%. However, it was difficult to discriminate between natural and anthropogenic causes of forest loss for the latter years of the time series. We conclude that the LandTrendr algorithm was efficient in detecting and characterizing forest cover loss and growth events, especially in areas along the Amazon River margins. The algorithm can therefore be applied to

evaluate spatial and temporal forest change events along the entire Amazon River floodplain.

LISTA DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
Figura 2.1 - Trechos do rio Amazonas para os quais foram descritos dados geomorfológicos. (A) Bacia Amazônica com destaque para o trecho do rio Amazonas em que foram descritas as variáveis geomorfológicas. (B) Detalhe dos trechos do rio Amazonas em que foram descritas as variáveis geomorfológicas. RDSM = Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Mamirauá.....	10
Figura 2.2 - Formação de ilhas e nova margem do rio Amazonas por meio da deposição de sedimentos. (A e B) Deposição de sedimentos que originaram as Ilhas Careiro e Jacaré, respectivamente. (C) Deposição de sedimentos que formou momentaneamente a nova margem do rio Amazonas. (Modificado de ROZO et al. 2014). ..	11
Figura 2.3 - Síntese dos procedimentos aplicados ao ajuste da trajetória espectro-temporal. (A) (despique), remoção dos picos efêmeros do índice espectral. (B) (max segments), parâmetro do número máximo de segmentos; os números 1 a 5 representam a quantidade de se segmentos. (C) (<i>pval</i>), verifica se trajetória espectro-temporal construída é suficientemente robusta para representar a trajetória espectral original (valores originais do índice espectral). (D) ângulos formados entre a direção de o segmento da trajetória espectro-temporal com o seguinte seguindo da trajetória. (E) Simplificação do modelo para melhor capturar as mudanças na cobertura florestal. (Modificado de Kennedy et al. 2010).....	16
Figura 2.4 - Esquema ilustrativo da janela de kernel (3 x 3 pixels) para cada pixel da série temporal de imagens Landsat.....	18
Figura 2.5 - Trajetória espectro-temporal gerada pelo algoritmo LandTrendr, expressando eventos ocorridos na cobertura florestal e como são derivados os atributos de duração, magnitude e ano de início do evento.	19
Figura 2.6 - Diagrama ilustrativo de Árvore de Decisão. (A, B e C) são atributos e (M, N, O, P e Q) são classes.	21
Figura 2.7 - Figura ilustrativa da separação entre duas classes por meio do <i>Support Vector Machine</i> (SVM).	22
Figura 3.1 - Mapa de localização do trecho da várzea do Baixo Amazonas sob estudo, indicando as áreas de cobertura florestal presente em 1984 ou 2009 (início e fim do período estudado). Imagem Landsat/TM composição colorida R5, G4, B3.....	23

- Figura 3.2 - Nível de água do rio Amazonas medido na estação de Óbidos para as datas de aquisição da série temporal de imagens Landsat. .. 25
- Figura 3.3 - Fluxograma da metodologia utilizada neste trabalho. 26
- Figura 3.4 - Diagrama exemplificando a trajetória espectro-temporal gerada para cada pixel. Esquerda: Os números dentro dos pixels expressam o valor do índice espectral em cada ano do período analisado. Direita: Segmento da trajetória que expressa *momento crítico* da perda florestal. 29
- Figura 3.5 - Diagrama ilustrativo do método de geração dos atributos dos eventos de perda da floresta e sucessão primária. A duração da perda da floresta e sucessão primária é associada a duração de declínio ou aumento do índice espectral da trajetória, respectivamente. A magnitude de perda da floresta é expressa pela diferença entre os valores máximos e mínimos do índice espectral ao longo da trajetória de perda. A magnitude da sucessão primária corresponde à diferença entre os valores mínimos e máximos do índice espectral ao longo da trajetória que expressa a sucessão primária. A ano de início da perda da floresta é definida pelo primeiro ano de queda dos valores do índice espectral. A ano de início da sucessão primária consiste no primeiro ano de aumento dos valores do índice espectral. 32
- Figura 3.6 - Mapa de confiabilidade da geração dos atributos que caracterizam a perda ou desenvolvimento da cobertura florestal de várzea. Conj. param= conjunto de parâmetros. 33
- Figura 3.7 - Modelos de trajetória espectro-temporal associados aos eventos ocorridos com a floresta de várzea. PRN) *Perda Rápida* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes *Naturais*; PRA) *Perda Rápida* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes *Antrópicos*; PGN) *Perda Gradual* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes *Naturais*; PGA) *Perda Gradual* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes *Antrópicos*; SS) *Sucessão Secundária*; SP) *Sucessão Primária*; e SM) *Sem Mudança* da cobertura florestal entre 1984 e 2009. 34
- Figura 3.8 - Localização dos pontos visitados em campanha de campo. Eventos: PRN) *Perda Rápida* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes *Naturais*; PRA) *Perda Rápida* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes *Antrópicos*; PGN) *Perda Gradual* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes *Naturais*; PGA) *Perda Gradual* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes *Antrópicos*; SS) *Sucessão Secundária*; SP) *Sucessão Primária*; e

	SM) Sem Mudança da cobertura florestal entre 1984 e 2009. Imagem Landsat/TM composição colorida R5, G4, B3.....	36
Figura 4.1 -	Mapa de perda, desenvolvimento e permanência da floresta de várzea entre 1984 e 2009. Imagem Landsat/TM composição colorida R5, G4, B3.....	40
Figura 4.2 -	Trajетórias espectro-temporais associadas a eventos de permanência e perda da floresta de várzea. SM) Sem Mudança da floresta de várzea entre 1984 e 2009 e PR_1 e PR_2) Perda Rápida da floresta de várzea. Reflectância (B7, B4 e B3) significa reflectância de superfície das bandas espectrais 7, 4 e 3 respectivamente.....	41
Figura 4.3 -	Trajетórias espectro-temporais associadas a eventos de perda da floresta e sucessão primária. PG_1 e PG_2) Perda Gradual da floresta de várzea e SP) Sucessão Primária. Reflectância (B7, B4 e B3) significa reflectância de superfície das bandas 7, 4 e 3 respectivamente.....	42
Figura 4.4 -	Testes de valores do parâmetro <i>kernel size</i> : 1x1 (ker: 1x1); <i>kernel size</i> 3x3 (ker: 3x3); e <i>kernel size</i> : 5x5 (ker: 5x5). Evento SM: Sem Mudança da cobertura florestal entre 1984 e 2009; e Eventos PR_1 a PR_4: Perda Rápida da floresta de várzea.....	45
Figura 4.5 -	Testes de valores do parâmetro <i>kernel size</i> : 1x1 (ker: 1x1); <i>kernel size</i> 3x3 (ker: 3x3); e <i>kernel size</i> : 5x5 (ker: 5x5). Eventos PG_1 a PG_4: Perda Gradual da floresta de várzea; Evento SP: Sucessão Primária; e Evento SS: Sucessão Secundária.	46
Figura 4.6 -	Testes de valores do parâmetro <i>pval</i> : 0,05; <i>pval</i> :0,2 e <i>pval</i> : 0,4. Evento SM: Sem Mudança da cobertura florestal entre 1984 e 2009; e Eventos PR_1 a PR_4: Perda Rápida da floresta de várzea.	47
Figura 4.7 -	Testes de valores do parâmetro <i>pval</i> : 0,05; <i>pval</i> :0,2 e <i>pval</i> : 0,4. Eventos PG_1 a PG_4: Perda Gradual da floresta de várzea; Evento SP: Sucessão Primária; e Evento SS: Sucessão Secundária.....	48
Figura 4.8 -	Testes de valores do parâmetro <i>max segments</i> : 4 (max: 4); <i>max segments</i> : 6 (max: 6) e <i>max segments</i> : 8 (max: 8). Evento SM: Sem Mudança da cobertura florestal entre 1984 e 2009; e Eventos PR_1 a PR_4: Perda Rápida da floresta de várzea.....	49
Figura 4.9 -	Testes de valores do parâmetro <i>max segments</i> : 4 (max: 4); <i>max segments</i> : 6 (max: 6) e <i>max segments</i> : 8 (max: 8). Eventos PG_1 a PG_4: Perda Gradual da floresta de várzea; Evento SP: Sucessão Primária; e Evento SS: Sucessão Secundária.	50

Figura 4.10 – Locais de perda e de desenvolvimento em que foram gerados os atributos com base nos parâmetros <i>pct_veg_loss1= 0,100; pct_veg_loss20= 0,050; e pct_veg_gain= 0,100</i>	52
Figura 4.11 – Locais de perda e de desenvolvimento em que foram gerados os atributos com base nos parâmetros <i>pct_veg_loss1= 0,200; pct_veg_loss20= 0,100; e pct_veg_gain= 0,150</i>	53
Figura 4.12 - Locais de perda e de desenvolvimento em que foram gerados os atributos com base nos parâmetros <i>pct_veg_loss1= 0,250; pct_veg_loss20= 0,125; e pct_veg_gain= 0,200</i>	54
Figura 4.13 - Locais de perda e de desenvolvimento em que foram gerados os atributos com base nos parâmetros <i>pct_veg_loss1= 0,300; pct_veg_loss20= 0,150; e pct_veg_gain= 0,250</i>	55
Figura 4.14 - Locais de perda e de desenvolvimento em que foram gerados os atributos com base nos parâmetros <i>pct_veg_loss1= 0,350; pct_veg_loss20= 0,200; e pct_veg_gain= 0,300</i>	56
Figura 4.15 - Mapa de confiabilidade na geração de atributos dos segmentos das trajetórias espectro-temporais.....	57
Figura 4.16 - Frequência do nível de confiabilidade da geração dos atributos que caracterizam a perda e desenvolvimento da cobertura florestal de várzea. A e B) Nível de confiabilidade da geração dos atributos para a perda e desenvolvimento da cobertura florestal, respectivamente.....	58
Figura 4.17 – Caracterização da duração da perda e desenvolvimento da cobertura floresta de várzea. A e B) Duração da perda e desenvolvimento da cobertura florestal de várzea, respectivamente. Imagem Landsat/TM de 23/10/2009 com composição colorida R5, G4, B3.....	59
Figura 4.18 - Duração da perda e desenvolvimento da cobertura florestal de várzea.	60
Figura 4.19 - Caracterização da magnitude da perda e desenvolvimento da cobertura floresta de várzea. A e B) Magnitude da perda e desenvolvimento da cobertura florestal de várzea, respectivamente. Imagem Landsat/TM de 23/10/2009 com composição colorida R5, G4, B3.....	61
Figura 4.20 - Magnitude da perda e desenvolvimento da cobertura florestal...	62
Figura 4.21 - Caracterização da ano de início da perda e desenvolvimento da cobertura floresta de várzea. A e B) Ano de início da perda e desenvolvimento da cobertura florestal de várzea, respectivamente. Imagem Landsat/TM de 23/10/2009 com composição colorida R5, G4, B3.....	63

Figura 4.22 - Ano de início da perda e desenvolvimento da cobertura florestal.	64
Figura 4.23 - Comparação entre a perda e ganho da cobertura florestal entre o presente estudo e o fornecido pelo Global Forest Watch (GFW). (A e B) Perda e ganho da cobertura florestal anualmente, estabelecida no presente estudo e pelo GFW entre 2001 e 2009.	65
Figura 4.24 - Mosaico da série temporal de imagens Landsat referente ao pixel de extração da trajetória espectro-temporal associada a perda rápida da floresta de várzea causada por erosão da ilha (evento PRN). Imagens com composição colorida R5, G4, B3.	68
Figura 4.25 - Mosaico da série temporal de imagens Landsat referente ao pixel de extração da trajetória espectro-temporal associada a perda gradual da floresta de várzea causada por erosão da margem do canal (evento PGN). Imagens com composição colorida R5, G4, B3.	69
Figura 4.26 - Mosaico da série temporal de imagens Landsat referente ao pixel de extração da trajetória espectro-temporal associada a perda rápida da floresta de várzea causada por ação antrópica (evento PRA). Imagens com composição colorida R5, G4, B3.....	70
Figura 4.27 - Mosaico da série temporal de imagens Landsat referente ao pixel de extração da trajetória espectro-temporal associada a perda gradual da floresta de várzea causada por ação antrópica (evento PGA). Imagens com composição colorida R5, G4, B3.	71
Figura 4.28 - Mosaico da série temporal de imagens Landsat referente ao pixel de extração da trajetória espectro-temporal associada a sucessão secundária (evento SS). Imagens com composição colorida R5, G4, B3.....	72
Figura 4.29 - Mosaico da série temporal de imagens Landsat referente ao pixel de extração da trajetória espectro-temporal associada a sucessão primária (evento SP). Imagens com composição colorida R5, G4, B3.	73
Figura 4.30 - Mosaico da série temporal de imagens Landsat referente ao pixel de extração da trajetória espectro-temporal associada a permanência floresta de várzea entre 1984 e 2009 (evento SM). Imagens com composição colorida R5, G4, B3.	74
Figura 4.31 - Mosaico da série temporal de imagens Landsat referente ao pixel de extração da trajetória espectro-temporal associada a perda rápida da floresta causada por agente antrópico, seguida de erosão marginal entre 1984 e 2009. Imagens com composição colorida R5, G4, B3.....	75

- Figura 4.32 - Validação por meio de fotografias das trajetórias espectro-temporais associadas a *Perda Rápida* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes Naturais (evento PRN). 77
- Figura 4.33 - Validação por meio de fotografias das trajetórias espectro-temporais associadas a *Perda Gradual* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes Naturais (evento PGN). 77
- Figura 4.34 - Validação por meio de fotografias campo das trajetórias espectro-temporais associadas a *Perda Rápida* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes Antrópicos (evento PRA). 78
- Figura 4.35 - Validação por meio de fotografias das trajetórias espectro-temporais associadas a *Perda Gradual* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes Antrópicos (evento PGA). 78
- Figura 4.36 - Validação por meio de fotografias das trajetórias espectro-temporais associadas a *Sucessão Secundária* (perda rápida da floresta de várzea por causas antrópicas, seguida de regeneração da cobertura florestal, evento SS). 79
- Figura 4.37 - Validação por meio de fotografias das trajetórias espectro-temporais associadas a *Sucessão Primária* (evento SP). 79
- Figura 4.38 - Validação por meio de fotografias das trajetórias espectro-temporais associada a *Sem Mudança* da cobertura florestal entre 1984 e 2009 (evento SM). 80
- Figura 4.39 - Variáveis dendrométricas coletadas em campanha de campo para a *Sucessão Secundária* (evento SS), *Sucessão Primária* (evento SS) e *Sem Mudança* da cobertura florestal entre 1984 e 2009 (evento SM). A) Diâmetro à altura do peito (DAP) da cobertura florestal; B) Densidade de indivíduos da cobertura florestal; C) Área basal da cobertura florestal; e D) Altura total da árvores. Os lados inferior e superior do retângulo mostram o primeiro e terceiro quartil, respectivamente. Linha dentro do retângulo mostra a mediana, círculo representa *outlier* e losango média dos valores. As linhas verticais nas partes inferior e superior do retângulo apresentam os valores de mínimo e máximo, respectivamente. 81
- Figura 4.40 - Frequência relativa de espécies arbóreas em estágios de sucessão florestal inicial, intermediário e final dos eventos de *Sucessão Secundária* (evento SS), *Sucessão Primária* (evento SP) e *Sem Mudança* da cobertura florestal entre 1984 e 2009 (evento SM), referentes as subparcelas 5 x 5 m e 10 x 10 m e parcela 25 x 25 m amostradas em campanha de campo. 82

Figura 4.41 - Relação entre as variáveis dendrométricas e a idade relativa das parcelas dos eventos SS (Sucessão Secundária), SP (Sucessão Primária) e SM (Sem Mudança da cobertura floresta entre 1984 e 2009). A, B, C e D) Relação entre DAP médio, altura total média, densidade de indivíduos e área basal com a idade relativa das árvores das parcelas dos eventos SS, SP e SM, respectivamente.	84
Figura 4.42 - Pixels detectados com perda florestal e com atributos de alto nível de confiabilidade para a classificação das causas antrópicas ou naturais.	85
Figura 4.43 - Relação entre os atributos de NDVI em 2009, magnitude e duração para discriminação entre os agentes antrópicos e naturais causadores da perda da floresta de várzea. A) Relação entre os atributos de magnitude e NDVI em 2009 da perda florestal; B) Relação entre os atributos de magnitude e duração da perda florestal; e C) Relação entre os atributos de NDVI em 2009 e duração da perda florestal.	86
Figura 4.44 - Mapa dos causadores naturais ou antrópicos da perda da floresta de várzea.	87
Figura 4.45 - Mosaico de informações que demonstram a causa da confusão na discriminação das causas antrópicas e naturais da perda florestal de várzea.	87

LISTA DE TABELAS

Pág.

Tabela 2.1 - Parâmetros de controle do algoritmo LandTrendr.....	17
Tabela 3.1 - Características dos sensores TM e ETM+. Fonte: (http://landsat.usgs.gov/about_mission_history.php).	26
Tabela 4.1 - Valores dos parâmetros <i>pct_veg_loss1</i> , <i>ptc_veg_loss20</i> e <i>pct_veg_gain</i> para detecção de perda e de desenvolvimento da cobertura florestal da várzea e geração dos atributos. A porcentagem foi calculada em relação a área total das máscaras de perda e desenvolvimento da cobertura florestal de várzea....	51

SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	5
2.1 As planícies de inundação amazônicas.....	5
2.2 As florestas de várzea amazônicas	6
2.3 Atuação dos agentes antrópicos sobre a vegetação da várzea	7
2.4 Aplicação de dados de sensoriamento remoto para o estudo de mudanças nas florestas de várzea	8
2.5 Dinâmica geomorfológica do rio Amazonas e mudanças naturais da várzea Amazônica	9
2.6 Descrição do algoritmo LandTrendr	12
2.7 Classificação de imagens pelo algoritmo <i>Random Forest</i>	20
2.8 Classificação de imagens pelo algoritmo <i>Support Vector Machine</i>	21
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	23
3.1 Área de estudo	23
3.2 Materiais.....	24
3.3 Métodos.....	26
3.3.1 Máscara de cobertura florestal para os anos de 1984, 2009 e 2013	27
3.3.2 Caracterização da perda e desenvolvimento da cobertura florestal	28
3.3.3 Associação dos eventos de perda e desenvolvimento da cobertura florestal com as trajetórias espectro-temporais.....	33
3.3.4 Validação das trajetórias espectro-temporais	35
3.3.5 Classificação das causas antrópicas ou naturais da perda da floresta de várzea	37

4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	39
4.1	Série temporal de imagens e nível de água do rio Amazonas.....	39
4.2	Máscara de cobertura florestal referentes a 1984, 2009 e 2013	39
4.3	Detecção da perda e desenvolvimento da cobertura florestal	41
4.4	Ajustes dos parâmetros das trajetórias espectro-temporais.....	44
4.5	Confiabilidade dos atributos para caracterizar a perda e desenvolvimento da cobertura florestal	51
4.6	Eventos ocorridos com a floresta de várzea	66
4.7	Validação das trajetórias espectro-temporais.....	75
4.8	Discriminação entre os agentes antrópicos ou naturais causadores da perda florestal	84
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	89
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	91
	APÊNDICES A - MEDIDAS ESTATÍSTICAS DE VALIDAÇÃO DA MÁSCARA DE COBERTURA FLORESTA DE 1984, 2009 E 2013.....	99
	APÊNDICE B - MEDIDAS ESTATÍSTICAS DE VALIDAÇÃO DA DISCRIMINAÇÃO DOS AGENTES NATURAIS E ANTRÓPICOS CAUSADORES DE MUDANÇA DA FLORESTA DE VÁRZEA.....	99

1 INTRODUÇÃO

As florestas que ocupam as planícies de inundação dos rios amazônicos de água branca, ricos em sedimentos e nutrientes (JUNK, 1997), são chamadas de florestas de várzea. As florestas de várzea são importantes por servirem de alimentação e abrigo para peixes, proverem habitat para diversas espécies de plantas e animais, serem ricas em fibras e madeiras utilizadas pela população local (WITTMANN et al. 2004). Além disso, auxiliam na estabilidade do relevo fluvial (WITTMANN et al. 2010a). No entanto, alterações nestas florestas, como a remoção ou outras perturbações, podem provocar a interrupção das funções e serviços ecossistêmicos prestados. Já a sucessão ecológica primária ou secundária promovem o início de um novo ciclo de fornecimento de serviços ecossistêmicos (JUNK et al. 2000).

Peixoto et al. (2009) quantificaram a perda de floresta de várzea na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RDSM), causada predominantemente por agentes naturais (erosão). Para tal, compararam mapas gerados manualmente a partir de seis imagens Landsat/TM, obtidas em intervalos de 2 a 7 anos entre 1984 e 2005. Já Renó et al. (2011) quantificaram a perda da floresta de várzea no Baixo Amazonas, causada predominantemente por agentes antrópicos (desmatamento). Para isso, compararam mapas produzidos através de imagens da década de 1970 e do ano de 2008 do satélite Landsat, sensores MSS e TM, respectivamente.

A análise da literatura sobre o tema demonstra que faltam estudos que considerem em escala temporal adequada a perda ou o desenvolvimento da cobertura florestal em toda a várzea amazônica, principalmente porque métodos manuais consomem grande volume de recursos humanos e financeiros. Além disso, métodos manuais demandam tempo considerável para execução, o que resulta em menor frequência de informações, o que não favorece a discriminação entre as causas naturais e antrópicas da perda florestal. Discriminar as causas naturais ou antrópicas da perda florestal de várzea é importante para conhecer o grau de perturbação antrópica sobre a floresta, devido ao caráter naturalmente dinâmico do ambiente de várzea. Também, a discriminação entre

causas de perda da floresta contribui para melhores estimativas de emissões de carbono e metano para a atmosfera e auxilia na sobrevivência da população ribeirinha (LUCAS et al. 2014; MELACK et al. 2009).

Para responder a essas necessidades, deve-se investigar métodos semi-automáticos que sejam eficientes e pouco onerosos em relação aos métodos manuais, e que forneçam informações relevantes para discriminação entre as possíveis causas da perda florestal. No presente estudo, investigamos o algoritmo *Landsat-based Detection of Trends in Disturbance and Recovery* (LandTrendr), desenvolvido por Kennedy et al. (2010). Este algoritmo utiliza séries temporais de imagens Landsat para gerar trajetórias espectrais ao longo do tempo, chamadas de trajetórias espectro-temporais (GÓMES et al. 2014). Estas trajetórias permitem detectar, dentre diversos processos, a perda ou ganho de cobertura florestal. A partir das trajetórias espectro-temporais, são gerados atributos de duração, magnitude e ano de início da perda ou ganho da cobertura florestal, informações relevantes para discriminação das causas das perdas florestais. O potencial do algoritmo LandTrendr para reconstruir a história da perda e ganho de florestas temperadas já é comprovado (e.g. GRIFFITHS et al. 2012; MEIGS et al. 2011), porém não se conhece a sua aplicabilidade para áreas com florestas de várzeas amazônicas.

A disponibilização das imagens da série de sensores Landsat é gratuita, e nos últimos anos estas imagens tem sido disponibilizadas já providas de correções geométricas e atmosféricas, para os sensores TM, ETM+ e OLI. Isto torna tais imagens uma excelente fonte de dados históricos, fornecendo cobertura contínua da superfície da terra a cada 16 dias, entre 1984 e 2015 (aproximadamente 30 anos), com resolução espacial de 30 metros, e em faixas espectrais comprovadamente adequadas à análise de florestas ocorrendo ao longo de grandes rios e em várzeas (HENSHAW et al. 2013). Adicionalmente, o algoritmo LandTrendr é disponibilizado gratuitamente para execução através do *software* comercial ENVI®.

Cabe ressaltar que o termo “perda florestal” expressa a remoção da floresta de várzea por agentes antrópicos ou naturais, enquanto que o termo “desenvolvimento da

cobertura florestal” abrange a sucessão primária e sucessão secundária da floresta de várzea. Quando necessário, sucessão primária e secundária foram tratadas separadamente, por serem processos diferentes; a sucessão primária consiste no crescimento da cobertura florestal em uma área que anteriormente tinha outra cobertura da terra, por exemplo, áreas fluviais recentemente sedimentadas, enquanto que a sucessão secundária expressa o crescimento de cobertura florestal após um evento de remoção da floresta de várzea.

Baseado neste contexto, o objetivo geral deste trabalho foi avaliar a aplicabilidade do algoritmo *Landsat-based Detection of Trends in Disturbance and Recovery* (LandTrendr) para reconstrução histórica das mudanças na cobertura florestal de várzea em um trecho do Baixo Amazonas, no período de 1984 a 2009.

Para atingir o objetivo geral, foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- 1) Avaliar a capacidade dos índices de vegetação (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI), Índice de Queimada Normalizado (*Normalized Burn Ratio*, NBR) ou bandas espectrais do Landsat TM e ETM+ em detectar a perda e desenvolvimento da cobertura florestal, por meio das trajetórias espectro-temporais;
- 2) Examinar que valores de parâmetros do algoritmo LandTrendr são os mais adequados para ajustar as trajetórias espectro-temporais;
- 3) Avaliar o nível de confiabilidade dos atributos de duração, magnitude e ano de início para caracterizar a perda e desenvolvimento da cobertura florestal; e
- 4) Analisar a exatidão em discriminar os agentes naturais e antrópicos causadores de perda da floresta de várzea com base nos atributos providos pelas trajetórias espectro-temporais.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 As planícies de inundação amazônicas

As áreas úmidas, áreas alagáveis ou *wetlands* são definidas como “ecossistemas que possuem interfaces entre os ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanentemente ou periodicamente inundados por águas rasas ou com solos encharcados por águas doces, salobras ou salgadas, com comunidades de plantas e animais adaptadas à sua dinâmica hídrica” (TINER, 1999).

As áreas úmidas interiores, influenciadas por rios, são chamadas de planícies de inundação, sendo encontradas em abundância na bacia amazônica (LEOPOLD; WOLMAN, 1957). As planícies de inundação amazônicas são rotuladas em função das propriedades físicas e químicas das águas dos rios amazônicos, sendo estes classificados em rios de águas preta, clara e branca (SIOLI, 1957).

Os rios de águas pretas (e.g. rio Negro e rio Coari) transportam baixa concentração de material em suspensão e possuem alta concentração de matéria orgânica dissolvida, enquanto que rios de águas claras (e.g. rio Branco e rio Tapajós) possuem baixa concentração de material em suspensão e matéria orgânica dissolvida (SIOLI, 1957). As planícies de inundação dos rios de águas pretas e claras são conhecidas como “igapós”. Os rios amazônicos de águas brancas (e.g. rio Amazonas e rio Madeira), ricos em nutrientes orgânicos, formam as planícies de inundação conhecidas como “várzeas”, cuja área estimada é de aproximadamente 350.000 km² no trecho correspondente à Amazônia Central e Baixo Amazonas conforme delimitação pela máscara de áreas alagáveis produzida por Hess et al. (2003). As várzeas se destacam pela alta fertilidade, comportando uma diversidade de habitats compostos por corpos d’água, feições geomorfológicas e distintos tipos de vegetação.

2.2 As florestas de várzea amazônicas

A cobertura vegetal das várzeas é composta por diferentes tipos de comunidades de plantas, de natureza lenhosa, que correspondem às florestas e formações arbustivas, herbácea, representada por gramíneas, ervas e/ou plantas sublenhosas. Estas podem ser distinguidas especialmente em função do gradiente topográfico e da amplitude e duração da inundação, estando sujeitas também à atuação de fatores antropogênicos e mudanças climáticas (TOMASELLA et al. 2013; WITTMANN et al. 2004).

Estudando as florestas de várzea da Amazônia Central, Wittmann et al. (2010a), criaram um modelo sucessional das espécies arbóreas, segundo três estágios: inicial, intermediário e final. O primeiro estágio é composto pelas formações arbóreas pioneiras distribuídas ao longo dos rios ou ocupando a orla dos lagos da planície de inundação. O estabelecimento da vegetação pioneira promove o aumento da sedimentação, permitindo a progressão da sucessão vegetal (WITTMANN et al. 2002). As espécies colonizadoras ao redor dos lagos são altamente resistentes à inundação, tolerando até 270 dias ao ano, o que implica em baixa diversidade de espécies. *Alchornea castaneifolia* e *Salix martiana* são as espécies mais representativas este estágio (WITTMANN et al. 2010a).

O estágio intermediário é constituído por um estágio secundário recente, que se distribui ao longo do rio, e por um estágio secundário tardio. O primeiro se caracteriza pela baixa diversidade de espécies e pelo elevado número de indivíduos (até 1000 indivíduo/ha, WORBES et al. 1992), enquanto o segundo possui densidade média de 600 indivíduos/ha, com riqueza de aproximadamente 50 espécies/ha (WITTMANN et al. 2004). Uma espécie representativa do primeiro grupo é *Cecropia latiloba*, e espécies representativas do segundo são *Pseudobombax munguba* e *Laetia corymbulosa* (WITTMANN et al. 2010a).

O estágio final de sucessão converge para as formações de várzea baixa ou várzea alta, de acordo com o terreno. A floresta de várzea baixa apresenta riqueza da ordem de 90 espécies/ha, com duração de inundação de 120 a 180 dias ao ano (WITTMANN

et al. 2004), situando-se em locais topograficamente mais baixos que a floresta de várzea alta. Algumas espécies presentes são *Piranhea trifoliata* e *Tabebuia barbata* (WITTMANN et al. 2010a). A floresta de várzea alta, por sua vez, possui maior riqueza de espécies, podendo chegar a 160 espécies/ha, e está situada em locais mais altos topograficamente. Na Amazônia Central, o nível máximo de inundação alcança 3 m, com duração menor que 60 dias por ano (WITTMANN et al. 2004). Algumas espécies características são *Astrocaryum jauari*, *Hura crepitans* e *Ocotea floribunda* (WITTMANN et al. 2010a). Mais de 1000 espécies arbóreas tolerantes à inundação já foram descritas para as florestas de várzea amazônicas, tornando-as o tipo de floresta inundável com maior riqueza de espécies do mundo (WITTMANN et al. 2010a).

2.3 Atuação dos agentes antrópicos sobre a vegetação da várzea

A partir da década de 1980, a várzea do Baixo Amazonas foi principalmente palco da produção de gado bovino e bubalino (MCGRATH et al. 1993). Entretanto essa e outras atividades (e.g. extração da borracha e produção de cacau e juta) têm ocorrido desde meados do século XVII (WINKLERPRINS, 2006). Historicamente, a pecuária esteve presente nos locais mais elevados da várzea. No final do século XIX, a criação de gado bovino atingiu maior extensão nas áreas de várzea próximas à cidade de Manaus, exercida principalmente por imigrantes da região nordeste do Brasil (BARROS; UHL, 1997). A pecuária de gado bubalino foi introduzida no Baixo Amazonas na década de 1950, e amplamente difundida após a década de 1980 (SHEIKH et al. 2006). Durante o nível de água baixo, ocorre o pastoreio do gado sobre os campos de gramíneas naturais e/ou plantados, e à medida que o nível de água aumenta, os animais são transportados para currais sobre palafitas, chamado de marombas, e/ou para a pastagem na terra firme.

Adicionalmente, a exploração da madeira tem sido evidente desde 1980, havendo registros da existência de cerca de 1200 serrarias de diversos portes, distribuídas na várzea do Baixo Amazonas, (BARROS; UHL, 1995). Também a agricultura é uma atividade desenvolvida sobre a várzea, sendo que nas últimas três décadas esta tem

tido caráter de subsistência para a população ribeirinha (ADAMS et al. 2005; NEVES; GARCIA, 2009).

As atividades antrópicas desenvolvidas no passado (desde século XVII) tiveram impactos sobre a estrutura da floresta de várzea, porém não há dados conclusivos sobre o grau de mudança. A partir de 1980, o desenvolvimento mais intensivo da pecuária de gado bovino e bubalino sobre a várzea, aliado ao desenvolvimento de outras atividades, tal como a extração de madeira e agricultura, resultaram em mudança visível da floresta de várzea. Entretanto, pouco se tem quantificado e/ou discriminado os agentes causadores naturais ou antrópicos destas alterações nas florestas de várzea. Para verificar o grau de mudança da floresta de várzea causada por agentes antrópicos Magalhães et al. (2015), desenvolveram o *Flooded Forest Anthropization Index* (FFAI, Índice de Antropização de Florestas Inundáveis, IAFI). Entretanto tal abordagem demanda apenas de dados de campo, o que pode ter limitações na aplicação do IAFI em extensas áreas devido necessitar de grande volume de recursos humanos e financeiros.

2.4 Aplicação de dados de sensoriamento remoto para o estudo de mudanças nas florestas de várzea

Dados de sensoriamento remoto oferecem uma visão sinóptica das florestas de várzea, e permitem extrair informações da sua distribuição e mudança no domínio do espaço e do tempo. Imagens do satélite Landsat TM foram avaliadas por Wittmann et al. (2002) visando a identificação de estágios sucessionais da floresta de várzea na região da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RDSM). Os autores concluíram, entretanto, que a resolução espacial (30 m) não permitia discriminá-los de modo consistente. Este resultado pode estar associado à morfologia da várzea da RDSM, caracterizada pela presença de inúmeros corpos d'água alongados e estreitos (e.g. paranás e furos), com dimensão e forma que favorece a mistura espectral e dificulta a discriminação entre estágios de sucessão.

Peixoto et al. (2009) examinaram a influência da migração dos rios Solimões e Japurá, e o paraná Aranapu sobre a distribuição da cobertura florestal da várzea da RDSM,

com base em uma série temporal de seis imagens Landsat TM distribuídas entre os anos de 1984 e 2005, e constataram equilíbrio entre a perda da floresta de várzea (5,5%) e o desenvolvimento da cobertura florestal (5,8%). Embora esse resultado seja positivo em termos dos serviços ecológicos prestados pela floresta, ainda falta conhecer a quantidade de perda e ganho da cobertura florestal para toda várzea amazônica, a qual permitirá avaliar se existe um equilíbrio nesses processos em escala regional.

Por fim, Renó et al. (2011) quantificaram o desflorestamento da várzea do Baixo Amazonas entre as cidades de Parintins e Almeirim num intervalo de 30 anos. Para tanto, foi comparado o mapa de cobertura florestal histórico baseado em imagens Landsat/MSS do final da década de 1970, e o mapa de cobertura florestal gerado através de imagens Landsat/TM para o ano de 2008. Os autores estimam o desflorestamento na região em 3.457 km² (\pm 1.062 km²), com maior intensidade entre as cidades de Óbidos e Santarém, causados predominantemente por agentes antrópicos do que agentes naturais.

2.5 Dinâmica geomorfológica do rio Amazonas e mudanças naturais da várzea Amazônica

A dinâmica geomorfológica do rio Amazonas, composta pela erosão e deposição de sedimentos, constrói um mosaico de formas fluviais (e.g. barras em pontal, ilhas e diques) (HARDY, 2005). A geomorfologia do rio é controlada principalmente pela precipitação e pelo substrato geológico da bacia hidrográfica, os quais determinam a vazão líquida e sólida, a coesão do substrato e a geometria das margens, e a granulometria dos sedimentos (CHARTON, 2008).

Caracterizar a dinâmica geomorfológica da várzea e do rio Amazonas (Figura 2.1), contribui para o entendimento dos processos que podem levar ao aumento ou diminuição da perda ou desenvolvimento da cobertura florestal. A largura média da planície de inundação que é de 45 km entre a região de Porto Narino à RDSM, possui vários lagos estreitos (2,5 lagos por km), enquanto que entre a região de Manaus à

Óbidos a largura média da várzea é de 25 km, tendo menor quantidade de lagos (1,8 lagos por km), (MERTES et al. 1996).

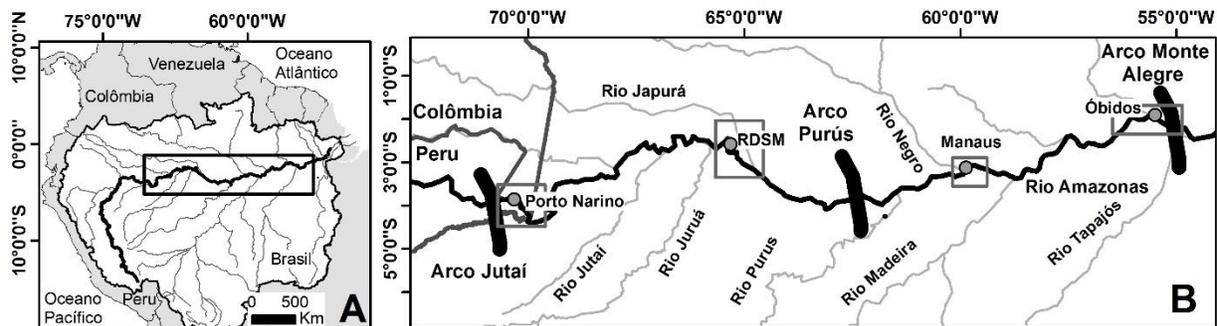


Figura 2.1 - Trechos do rio Amazonas para os quais foram descritos dados geomorfológicos. (A) Bacia Amazônica com destaque para o trecho do rio Amazonas em que foram descritas as variáveis geomorfológicas. (B) Detalhe dos trechos do rio Amazonas em que foram descritas as variáveis geomorfológicas. RDSM = Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Mamirauá.

No que se refere ao rio Amazonas, medidas de sinuosidade próximas a Porto Narino (1,3 e 1,6) e Óbidos (1,0 e 1,2) indicam sua diminuição em direção à jusante (MERTES et al. 1996), o que está associado à diminuição relativa da carga transportada pelo rio. Segundo Dunne et al. (1998), a vazão média do rio Amazonas próxima a Porto Narino é de $48.100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, enquanto em Óbidos é de $170.100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Cabe destacar que os trechos do rio Amazonas influenciados pelos arcos estruturais (Arcos de Jutai, Purús e Monte Alegre) tendem a aumentar a declividade do canal, causando o aumento da velocidade de fluxo, que por sua vez possui maior potencial de erosão.

Medidas realizadas por Rozo et al. (2014) com base em uma série temporal de imagens Landsat/TM ao longo de 20 anos (1986 à 2006) indicaram taxas de erosão no rio Amazonas, em Porto Narino, de $1,4\% \text{ ano}^{-1}$ (porcentagem da área que mudou seu estado original durante a série temporal analisada), (Figura 2.1). Na área focal da RDSM, a taxa medida por Peixoto et al. (2009) foi de $1,8\% \text{ ano}^{-1}$, também utilizando imagens Landsat/TM ao longo de 21 anos (1984 à 2005). No trecho do rio próximo a Manaus, usando imagens Landsat/TM adquiridas no decorrer de 15 anos (1986 à 2001), Rozo et al. (2005) estimaram uma taxa quase nula ($0,002\% \text{ ano}^{-1}$) de erosão do rio Amazonas.

Com base nessas informações, é evidente que as taxas de erosão do rio Amazonas variam constantemente ao longo do canal e no decorrer do tempo. Sabendo que o rio Amazonas é pouco povoado em seu extremo ocidente, pode-se supor que a erosão fluvial seja a principal causa da remoção da floresta. Já o rio Amazonas é mais povoado em seu setor oriental (Baixo Amazonas e estuário), o que permite supor maior remoção da floresta por agentes antrópicos. Embora o rio do trecho do Baixo Amazonas, possua maior vazão do que do trecho ocidental (e.g. Amazônia Central), a maior perda da floresta de sua várzea parece ser associada predominantemente por agentes antrópicos (RENÓ et al. 2011).

Além do processo de erosão do canal, há o processo de deposição de sedimentos ao longo do rio e/ou sobre a várzea, que afeta diretamente a distribuição da cobertura florestal. A deposição de sedimentos no canal gera novas formas fluviais como *point bars* e *scroll bars* (barras em pontal e barras em crista, respectivamente) predominantemente em rios com padrão de canal meandrante (NANSON 1980). Estas formas fluviais podem originar ilhas, tal como as Ilhas do Careiro e Jacaré na várzea próxima a Manaus (Figura 2.2 A e B, respectivamente), assim como se anexar às margens dos rios, formando momentaneamente novas margens que podem ser colonizadas pela vegetação (Figura 2.2C) (ROZO et al. 2012).

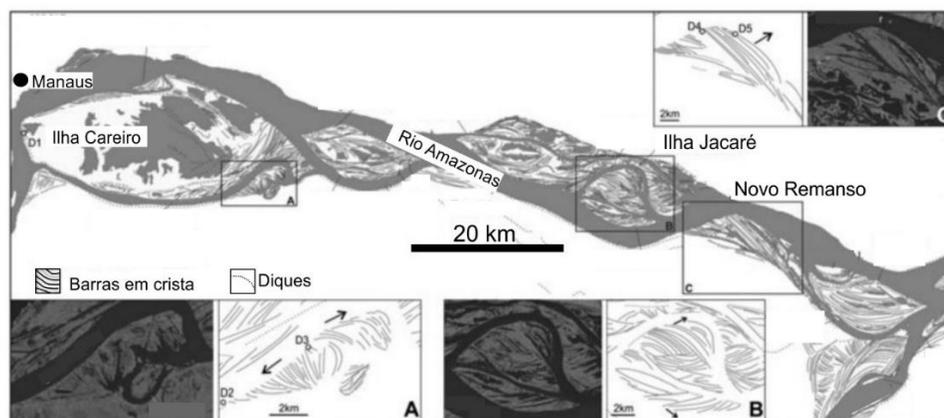


Figura 2.2 - Formação de ilhas e nova margem do rio Amazonas por meio da deposição de sedimentos. (A e B) Deposição de sedimentos que originaram as Ilhas Careiro e Jacaré, respectivamente. (C) Deposição de sedimentos que formou momentaneamente a nova margem do rio Amazonas. (Modificado de ROZO et al. 2014).

Na várzea da Amazônia Central, o estágio inicial da sucessão de espécies arbóreas se dá com a deposição de sedimentos alóctones, sobre os quais se estabelecem inicialmente diferentes espécies de plantas herbáceas. O avanço em direção ao estágio intermediário acompanha a deposição de sedimentos, a qual aumenta progressivamente devido ao acúmulo de raízes, galhos e troncos do primeiro estágio de sucessão florestal. Eventualmente, este processo eleva o nível altimétrico local (relevo local), o que provoca a diminuição do nível de água e a redução do tempo de inundação, permitindo o estabelecimento de espécies do estágio final (WITTMANN et al. 2010a). Esse modelo de sucessão da floresta, embora observado para a várzea da Amazônia Central, pode ser aplicado à região do Baixo Amazonas.

Cabe ressaltar, porém, que a colonização vegetal de ilhas recém-formadas não ocorre apenas de modo natural, mas também pelo plantio de espécies nativas pela população ribeirinha. Foi relatado por comunitários da Costa do Tapará e Saracura (próximo a cidade de Santarém), o plantio de *Pseudobombax munguba*, como meio de aumentar a resistência da ilha à erosão fluvial, pois a ilha fluvial fornece alimento e abrigo aos peixes, tendo uma função estratégica para a pesca local (RÉNO V. F., em fase de elaboração).

2.6 Descrição do algoritmo LandTrendr

O algoritmo LandTrendr possui vantagens frente a outros algoritmos de detecção de mudanças desenvolvidos na última década por diversos autores (HEALEY et al. 2005; HUANG et al. 2010; JAMALI et al. 2014; MASEK et al. 2008; ZHU et al. 2012): 1) encontra-se disponível para a comunidade científica de forma gratuita (<http://LandTrendr.forestry.oregonstate.edu/>); 2) está implementado em um *software* operacional (ENVI®); 3) está bem documentado; 4) gera formas arbitrárias de trajetórias espectro-temporais para expressar os eventos ocorridos no pixel no decorrer do tempo; 5) é desenvolvido para imagens Landsat dos sensores TM e ETM+; e 6) tem sido aplicado com sucesso em diversos estudos sobre mudança e regeneração da cobertura florestal (GRIFFITHS et al. 2012; KENNEDY et al. 2012; MEIGS et al. 2011; SULLA-MENASHE et al. 2013).

Segundo Kennedy et al. (2010), a aplicação bem sucedida do algoritmo depende da compreensão do seu modo de funcionamento: o algoritmo busca identificar modificações duradouras na cobertura florestal ao longo da série temporal, em intervalos de tempo anuais, ou seja, não é adequado para identificar tendências sazonais ou fenológicas, as quais são consideradas como ruído. Por este motivo, o impacto destas variações sazonais da vegetação deve ser minimizado, selecionando-se imagens referentes a uma mesma época do ano, de preferência durante o período de mínima cobertura de nuvens e de máxima irradiância, para maximizar o sinal radiométrico. Além disso, quando a temática envolve áreas úmidas (e.g. várzea amazônica) as imagens devem ser selecionadas, na medida do possível, com níveis hidrológicos semelhantes, e idealmente fora do período de inundação, para captar o máximo de vegetação emersa.

O algoritmo gera trajetórias arbitrárias, precisando, portanto, de parâmetros de controle definidos pelo usuário para remover “falsos” eventos, que podem gerar interpretações equivocadas da mudança da cobertura florestal. É também necessário que as imagens estejam corrigidas geometricamente, com precisão subpixel, calibradas radiometricamente, com interferência atmosférica minimizada, e convertidas para reflectância de superfície.

Os dados de entrada do algoritmo LandTrendr são uma série temporal de imagens Landsat TM e/ou ETM+, e máscaras de nuvens e sombras de nuvens associadas a cada imagem da série temporal. Tais dados de entrada são atualmente disponibilizados gratuitamente pelo *United States Geological Survey* (USGS, portal: <http://earthexplorer.usgs.gov/>), na forma do produto *Landsat Surface Reflectance Climate Data Record* (CDR, <http://earthexplorer.usgs.gov/>).

O produto CDR supre a demanda imagens Landsat TM e ETM+ corrigidas das distorções geométricas e interferências atmosféricas, cuja disponibilização teve início em outubro de 2012 (SCHMIDT et al. 2013). A correção atmosférica das imagens Landsat TM e ETM+ é realizada por meio do modelo de transferência radiativa *Second Simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum* (6S) para gerar imagens em

reflectância de superfície (bandas 1 a 5 e 7) e imagem de temperatura de brilho (banda 6). Além disso, o produto CDR inclui máscaras de nuvens, sombras de nuvens, áreas adjacentes a nuvens, corpos d'água, e solo para cada cena Landsat. Os valores de reflectância de superfície de cada pixel da imagem é multiplicado por 10000. Já a máscara de nuvem e sombra de nuvem são rotuladas com os valores entre 0 e 4, sendo: 0= pixel livre de nuvem ou sombra de nuvem; 1= pixel com corpo d'água; 2= pixel com sombra de nuvem; 3= pixel com neve; 4= pixel com nuvem. A máscara de nuvem e sombra de nuvem é gerada por meio do algoritmo *Function of Mask* (FMASK), desenvolvido por Zhu e Woodcock (2012).

O pré-processamento dos dados de entrada do algoritmo LandTrendr consiste no recorte da série de imagens Landsat sobre a área de interesse. Também, a binarização da máscara de nuvem e sombra de nuvem entre os valores de 0 (pixel com nuvem e sombra de nuvem) e 1 (pixel livre de nuvem ou sombra de nuvem).

Uma vez que a série temporal de imagens e as máscaras de nuvens e sombras correspondentes tenham sido obtidas, são geradas as trajetórias espectro-temporais de modo individual para cada pixel. A trajetória pode ser baseada na reflectância de superfície do espectro ótico, ou em índices que resultem da operação entre estas bandas, tais como o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI, ROUSE et al. 1973), o Índice de Queimada Normalizado (*Normalized Burn Ratio*, NBR, KEY; BENSON, 2006) (Equações 2.1 e 2.2, respectivamente) ou em imagens oriundas da transformação *Tasseled Cap* (CRIST, 1985).

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{red}}{\rho_{NIR} + \rho_{red}} \quad (2.1)$$

$$NBR = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{MIR}}{\rho_{NIR} + \rho_{MIR}} \quad (2.2)$$

Onde: ρ_{MIR} , ρ_{NIR} , ρ_{red} = reflectância de superfície nas regiões espectrais do infravermelho médio (banda 7), infravermelho próximo (banda 4) e vermelho (banda 3), respectivamente.

As trajetórias espectro-temporais expressam a sucessão de eventos ocorridos com a cobertura florestal, enquanto os segmentos que compõem as trajetórias expressam *momentos críticos* da mudança da cobertura florestal. O termo *momento crítico* é

adotado para o segmento da trajetória que expressa remoção da cobertura florestal, seguida pela substituição por outra cobertura da terra, ou por segmento que expressa sucessão primária e secundária. Desta forma, a trajetória espectro-temporal é definida por uma sequência de segmentos, cada qual formado por dois vértices, ligados por uma reta.

Embora imagens da mesma época sejam pré-selecionadas a fim de minimizar ruídos relacionados à fenologia, variação do ângulo zenital e efeitos atmosféricos, as trajetórias espectro-temporais buscam também minimizar ruídos provenientes de outras fontes (e.g. erro de registro geométrico e efeito da oscilação do nível de água para várzeas amazônicas), sem necessariamente sacrificar detalhes dos eventos ocorridos na cobertura florestal.

Diferentes parâmetros são utilizados para definição da trajetória espectro-temporal (Tabela 2.1). O primeiro ajuste é a remoção de picos espectrais anômalos, com presença efêmera, na trajetória espectro-temporal do pixel (Figura 2.3A). Este ajuste é definido pelo parâmetro chamado *despique (remoção de picos)* (Tabela 2.1). Em seguida, são identificados os vértices que indicam potenciais mudanças na cobertura florestal. Esses vértices são construídos pela regressão linear simples entre os valores espectrais e os anos de observação. A diferença entre o valor estimado pelo modelo de regressão e o valor espectral original do pixel resulta no Erro Quadrático Médio (EQM). As observações que mostrarem grandes valores de EQM são consideradas como vértices potenciais de mudança (Figura 2.3B). O ajuste das retas de regressão é então repetido separadamente para pares de vértices potenciais de mudança até ser atendido o parâmetro de *max segments (número máximo de segmentos)* (Tabela 2.1). Além disso, define-se o parâmetro *kernel size (tamanho da janela)*, que expressa o tamanho da janela (kernel) utilizada para definir os valores espectrais utilizados para gerar a trajetória espectro-temporal de cada pixel (Tabela 2.1; Figura 2.4).

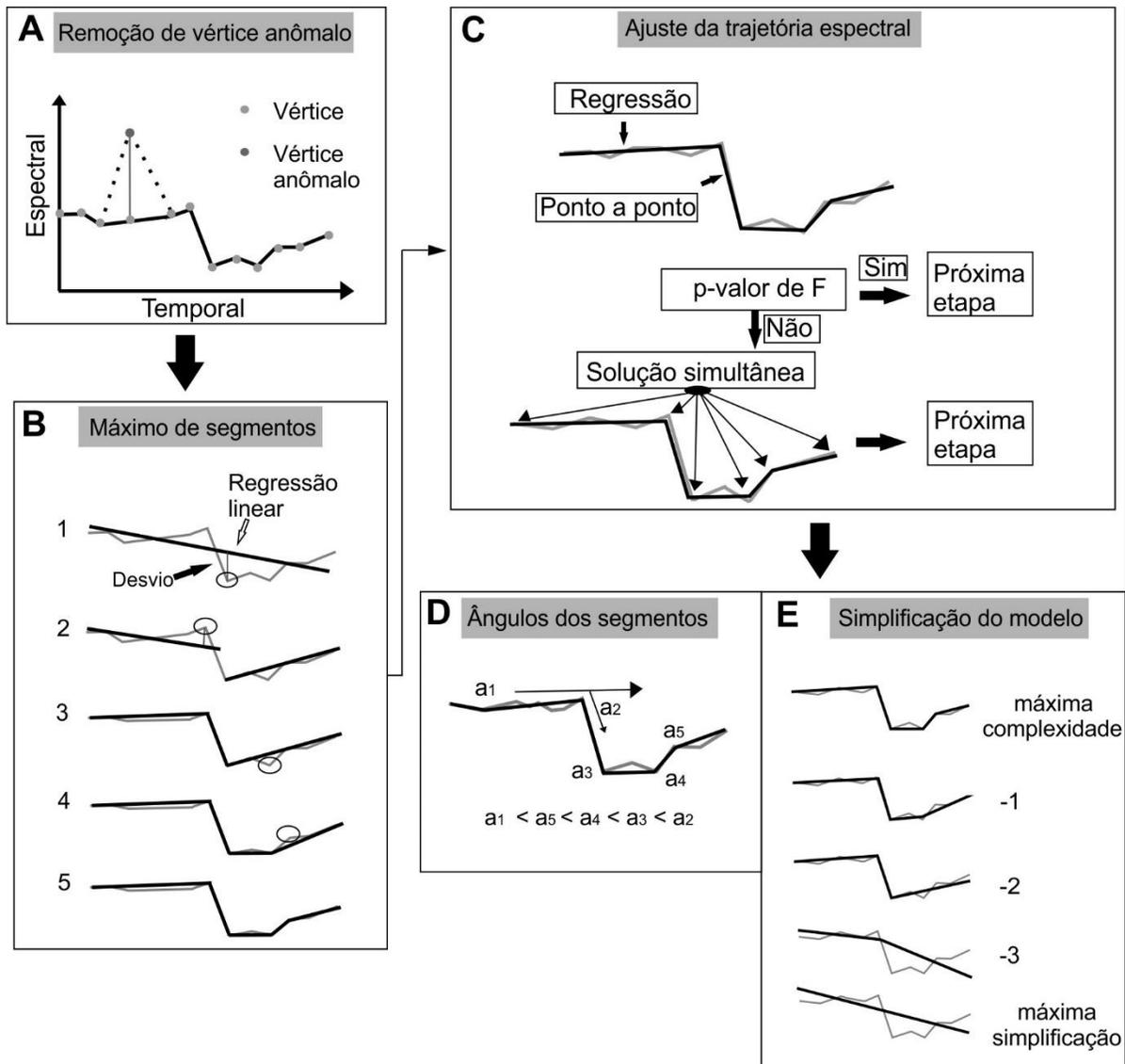


Figura 2.3 - Síntese dos procedimentos aplicados ao ajuste da trajetória espectro-temporal. (A) (despique), remoção dos picos efêmeros do índice espectral. (B) (max segments), parâmetro do número máximo de segmentos; os números 1 a 5 representam a quantidade de segmentos. (C) (*pval*), verifica se trajetória espectro-temporal construída é suficientemente robusta para representar a trajetória espectral original (valores originais do índice espectral). (D) ângulos formados entre a direção de um segmento da trajetória espectro-temporal com o seguinte seguindo da trajetória. (E) Simplificação do modelo para melhor capturar as mudanças na cobertura florestal. (Modificado de Kennedy et al. 2010).

Tabela 2.1 - Parâmetros de controle do algoritmo LandTrendr.

Parâmetro	Descrição
<i>despique</i>	Valor espectral anômalo presente efemeramente na trajetória espectro-temporal, é suavizado se a diferença do valor espectral entre os valores espectrais de qualquer lado do pico é menor que 1-despique. Baixos valores são mais críticos e 1,0 desabilita o parâmetro.
<i>max segments</i>	Número máximo de segmentos permitidos para o ajuste.
<i>kernel size</i>	Janela kernel com o pixel de interesse centrado, utilizando o valor médio da janela para os valores espectrais da trajetória.
<i>pval</i>	Medida de bom ajuste da trajetória espectral-temporal. O valor-p da estatística F para revelar o ajuste entre a trajetória espectro-temporal ajustada e a trajetória espectro-temporal original.
<i>recovery threshold</i>	Durante o ajuste do segmento da trajetória espectro-temporal, se o segmento tiver aumento do valor espectral em um ano maior que a razão 1/4, este segmento é anulado. Se o valor for 1 esse parâmetro está inativo.
<i>pct_veg_loss1</i>	Variação no segmento da trajetória com declínio durante 1 ano é considerado sem mudança, se a variação no valor do índice espectral for menor que o limite definido.
<i>pct_veg_loss20</i>	Variação no segmento da trajetória com declínio durante 20 anos é considerado sem mudança, se a variação no valor do índice espectral for menor que o limite definido.
<i>pct_veg_gain</i>	Variação no segmento da trajetória que aumenta os valores do índice espectral é considerado sem crescimento da vegetação, se o aumento no valor do índice espectral for menor que o limite definido.

A partir da definição dos vértices potenciais de mudança, os valores espectrais dos segmentos da trajetória são ajustados para melhorar a representação da variação espectral do pixel no decorrer do tempo. O ajuste da trajetória espectro-temporal é validado pelo valor p da estatística F do modelo de regressão, expresso pelo parâmetro *pval* (Tabela 2.1). Se não for alcançado um bom ajuste (valor p menor que o definido),

o processo é repetido, permitindo que todos os vértices variem simultaneamente, buscando assim a melhor representação da trajetória (Figura 2.3C).

O resultado do procedimento anterior é a definição da trajetória espectro-temporal de máxima complexidade. Por meio do ângulo formado entre a direção de um segmento e o segmento seguinte da trajetória (Figura 2.3D), são subtraídos sucessivos segmentos com menores ângulos, a fim de verificar a possibilidade de simplificação da trajetória (Figura 2.3E). Assim, cada simplificação da trajetória é realizada através da remoção do vértice de menor ângulo, na qual foi definido pelo critério de EQM ou pelo parâmetro *recovery threshold*, (Tabela 2.1). O parâmetro *recovery threshold* é aplicado nesse caso para o segmento da trajetória cujo valor espectral aumente ao longo de uma sequência de anos (definida pelo usuário) a ponto de que possa ser considerado sucessão primária ou secundária da cobertura florestal.



Figura 2.4 - Esquema ilustrativo da janela de kernel (3 x 3 pixels) para cada pixel da série temporal de imagens Landsat.

A trajetória espectro-temporal ajustada pode ser relacionada a eventos ocorridos com a cobertura florestal. Por exemplo, eventos de perda rápida da cobertura florestal, assim como regeneração da mesma podem ser observados pelos segmentos das trajetórias, que mostram os *momentos críticos* (Figura 2.5). Por meio desses segmentos, são gerados os atributos de duração, magnitude e ano de início da perda ou regeneração cobertura florestal (Figura 2.5). Assim, o atributo de duração indica o tempo levado para a perda ou regeneração da floresta, o atributo de magnitude expressa a amplitude de variação do índice espectral, então, quanto maior a magnitude mais abrupta foi a

perda da cobertura florestal (e.g. conversão da cobertura florestal para corpo d'água), e por fim, a ano de início expressa quando o evento de perda ou regeneração teve início.

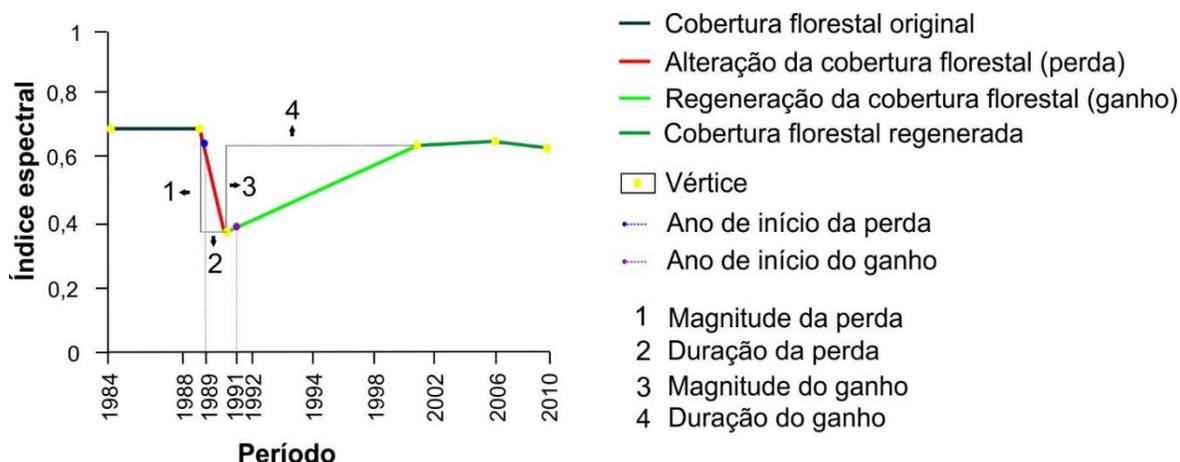


Figura 2.5 - Trajetória espectro-temporal gerada pelo algoritmo LandTrendr, expressando eventos ocorridos na cobertura florestal e como são derivados os atributos de duração, magnitude e ano de início do evento.

A duração de perda da cobertura florestal é associada a duração de declínio do índice espectral a partir do segmento decrescente da trajetória. A magnitude expressa a diferença entre os valores máximos e mínimos do índice espectral ao longo da trajetória de perda. A ano de início da perda da cobertura florestal é definida pelo primeiro ano de queda dos valores do índice espectral. A duração, magnitude e ano de início do ganho da cobertura florestal são produzidas da mesma maneira, com base no segmento crescente da trajetória.

Para a geração dos atributos de duração, magnitude e ano de início do evento, é necessário definir a tolerância a variações interanuais dos valores do índice espectral para a cobertura florestal remanescente, ao longo da série temporal analisada.

Para definir as variações interanuais são utilizados três parâmetros: 1) *pct_veg_loss1*; 2) *pct_veg_loss20*; e 3) *pct_veg_gain* (Tabela 2.1). O parâmetro *pct_veg_loss1* define o limite de variação interanual ao longo de um ano da variação do índice espectral, para definir o limite a partir do qual ocorre mudança da cobertura florestal, o parâmetro *pct_veg_loss20* tem a mesma função, porém para a variação interanual ao longo de 20

ou mais anos de diminuição do índice espectral, e o *pct_veg_gain* estabelece o limite de variação interanual ao longo de 4 ou mais anos de aumento do índice espectral, a partir o qual há crescimento da cobertura florestal (sucessão primária ou secundária). Assim, variações dos valores do índice espectral, menores que os definidos pelos três parâmetros, são considerados como indicadores de não mudança da cobertura florestal.

Algumas limitações do algoritmo LandTrendr, segundo Kennedy et al. (2010), são: 1) a mudança da trajetória espectro-temporal depende das propriedades espectrais de toda a série; e 2) o início e o final da trajetória espectro-temporal são diretamente dependentes das imagens de começo e término da série temporal analisada, tornando assim imprescindível que essas imagens possuam baixa cobertura de nuvens.

2.7 Classificação de imagens pelo algoritmo *Random Forest*

O algoritmo de classificação supervisionada *Random Forest* (RF), desenvolvido por BREIMAN (2001), se baseia no método de classificação por Árvores de Decisão (AD) (*classification and regression trees* - CART) (WALKER et al. 2010). A classificação AD tem como base uma sequência de regras hierárquicas, construídas a partir de um conjunto de dados para separar as classes de interesse. As regras são determinadas por limiares que visam à separação de um dado (nó) em dois grupos (ramos), até que as classes de interesse (folhas) sejam separadas. Assim, AD tem a seguinte organização: 1) cada nó expressa o melhor atributo para separar um conjunto de dados; 2) os ramos partem de um nó com um limiar do próprio nó, para gerar um novo ramo ou uma folha; e 3) as folhas representam os termos da Árvore de Decisão, que mostram as separações entre as classes de interesse (WITTEN; FRANK, 2005). A Figura 2.6, mostra um exemplo de classificação por AD, sendo A, B e C atributos e M, N, O, P e Q classes de interesse.

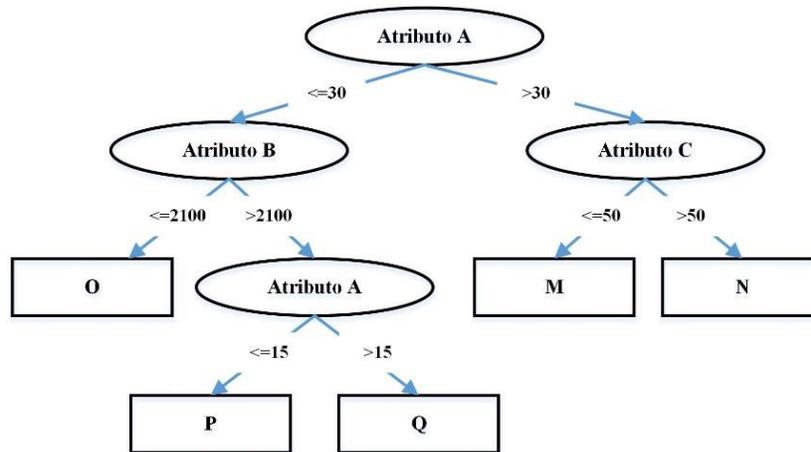


Figura 2.6 - Diagrama ilustrativo de Árvore de Decisão. (A, B e C) são atributos e (M, N, O, P e Q) são classes.

A classificação pelo algoritmo RF gera um conjunto de Árvore de Decisão que são combinadas para a rotulação final das classes. O algoritmo RF constrói múltiplas árvores de decisão por meio de uma técnica de *bootstrap*, chamada de *bagging*. O *bagging* seleciona aleatoriamente, com reposição, vários subconjuntos de observações do conjunto original. Durante cada amostragem aleatória, um terço dos dados é excluído, consistindo no *out of bag sample* (OOB), os quais são utilizados para estimar o erro final de classificação.

A árvore de classificação final é expressa pela combinação dos resultados das diversas árvores geradas durante o *bagging*, usando como critério de decisão o voto majoritário. Por exemplo, se 90 de 100 árvores rotularem a classe A como “floresta” e as árvores restantes como “corpo d’água”, então, o rótulo final será “floresta”. Cada árvore possui igual peso, ou seja, um único voto. Dois parâmetros são definidos na classificação RF: 1) n_{tree} : quantidade de Árvore de Decisão a serem geradas; e 2) m_{try} : número de variáveis para determinar os melhores limiares para separação das classes.

2.8 Classificação de imagens pelo algoritmo *Support Vector Machine*

O algoritmo *Support Vector Machine* (SVM) é um classificador supervisionado não paramétrico, que inicialmente foi desenvolvido para a separação de duas classes

(binário), mas também permitindo separar várias classes, a partir da estratégia de multiclass (WEBB, 2002). O algoritmo SVM busca classificar dois conjuntos de dados por meio de um hiperplano, que separe os dados da melhor forma possível (Figura 2.7).

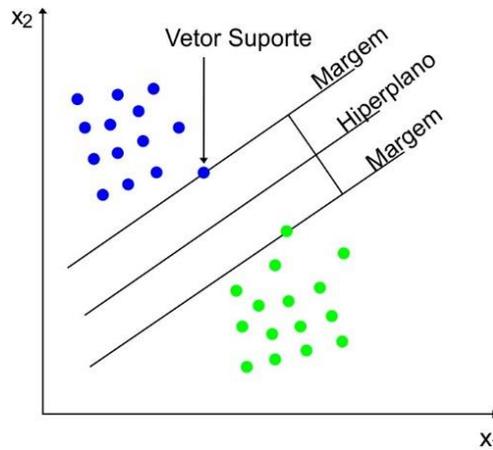


Figura 2.7 - Figura ilustrativa da separação entre duas classes por meio do *Support Vector Machine* (SVM).

No classificador SVM para separação de duas classes linearmente, é estabelecido um hiperplano ótimo de separação, por meio da distância entre dados de entrada (ponto) e o hiperplano (reta). A margem ótima do hiperplano é formada através do vetor suporte (Figura 2.7). O termo *vetor suporte* provem dos vetores que definem a margem de separação (VAPNIK, 1995).

Dada as amostras de treinamento, aquelas que não contribuírem para estabelecer o hiperplano ideal podem ser descartadas (BRONW et al. 2000). Assim, é possível que o classificador SVM discrimine classes com alta precisão, usando poucas amostras de treinamento. Shao e Lunetta, (2012) compararam o classificador SVM com os classificadores de Redes Neurais Artificiais (RNA) e por CART, e encontraram maior precisão de classificação pelo SVM em relação a RNA e CART, utilizando um pequeno conjunto de amostras (cerca de 20 pixels por classe). Entretanto, não é muito bem conhecido o desempenho da classificação SVM usando atributos das trajetórias espectro-temporais, providas por uma série temporal de imagens Landsat.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A área de estudo selecionada corresponde a um trecho da várzea do Baixo Amazonas, pertencente aos municípios de Terra Santa, Nhamundá, Oriximiná, Juruti, Santarém e Óbidos (Figura 3.1). Esta área foi selecionada por representar adequadamente diferentes eventos de perdas das florestas de várzea, causadas tanto por processos naturais quanto por ações antrópicas.

O nível de água medido na estação fluvial de Óbidos indica um regime hidrológico monomodal, com o período de enchente se estendendo de dezembro a abril, seguido de cheia entre maio e junho com nível de água médio de 7 metros; a vazante se estende entre julho ao final de agosto, quando se instala o período de seca (baixa), entre setembro e novembro, com nível de água médio de 2 m (ANA, 2013).

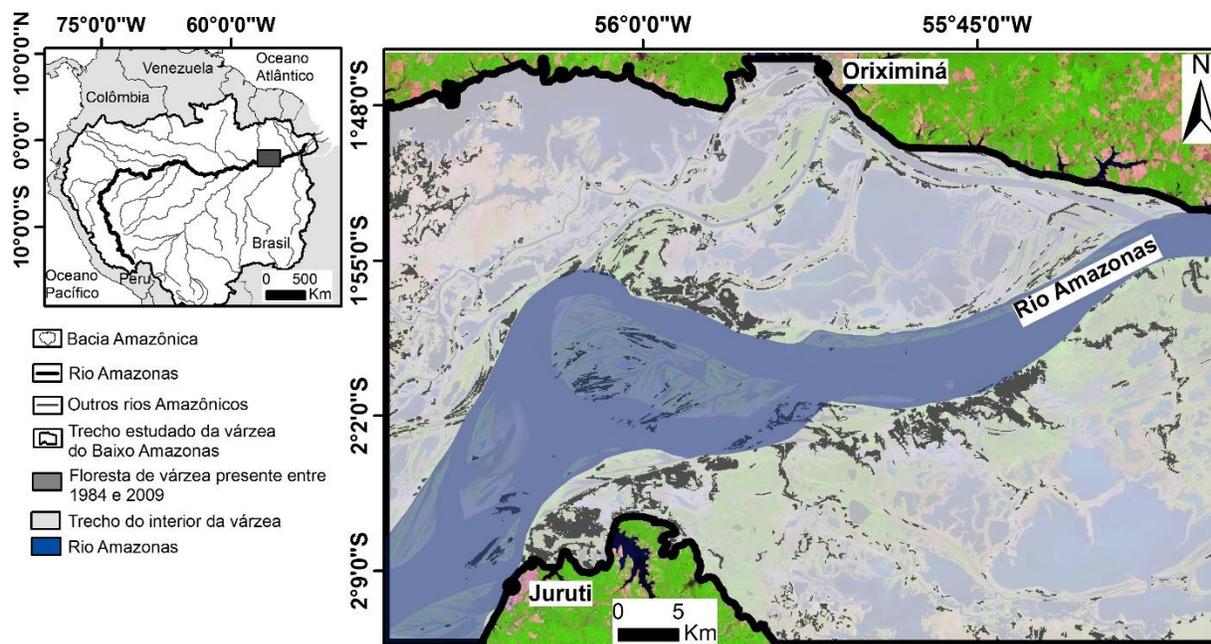


Figura 3.1 - Mapa de localização do trecho da várzea do Baixo Amazonas sob estudo, indicando as áreas de cobertura florestal presente em 1984 ou 2009 (início e fim do período estudado). Imagem Landsat/TM composição colorida R5, G4, B3.

3.2 Materiais

Utilizou-se uma série temporal de 37 imagens, adquiridas entre 1984 e 2009 pelos satélites da série Landsat, órbita/ponto 228/061, sendo 33 imagens obtidas pelo sensor Landsat 5/TM e 4 pelo sensor Landsat 7/ETM+ (Figura 3.2). As características de ambos os sensores estão na Tabela 3.1. Foram obtidas no máximo duas imagens para cada ano, entre os meses de setembro e novembro, os quais correspondem ao período de águas baixas do rio Amazonas, também caracterizado por menor ocorrência de nuvens e máxima irradiância, o que permitiu maximizar o sinal radiométrico. As imagens foram adquiridas no banco de dados Landsat CDR (<http://earthexplorer.usgs.gov/>), já corrigidas geométrica e atmosféricamente, em reflectância de superfície, e incluindo máscaras de nuvens e sombras de nuvens (SCHMIDT et al. 2013).

Buscou-se uma série temporal completa de imagens entre o período de 1984 e 2011, entretanto nos anos de 1993, 1996, 2000, 2003, 2006, 2010 e 2011 as imagens estavam plenamente cobertas por nuvens, não atendendo aos requisitos desta pesquisa. Desta forma, estes anos foram excluídos como fonte de dados. Como o algoritmo LandTrendr depende de imagens com baixa cobertura de nuvens para definir o início e final da trajetória espectro-temporal, decidiu-se por encerrar o período de análise em 2009, correspondendo à imagem mais recente de boa qualidade presente na série.

Cabe destacar, que as variações nos níveis de água do rio Amazonas associadas as datas de aquisição das imagens Landsat não necessariamente causam problemas na detecção da perda florestal. Isto porque, em mesmo com níveis de água mais altos, a água costuma situar-se abaixo do dossel da floresta, não sendo detectada pelos sensores da série de satélites Landsat. Além disso, o processo de zonação vegetal na várzea resulta em estabelecimento de florestas somente nos terrenos mais elevados. Considerando-se que as imagens adquiridas foram do período de seca, é provável que as variações observadas no nível de água entre as datas de aquisição não tenham

efeito sobre as áreas de floresta, que permanecem não-inundadas durante todo o período de seca.

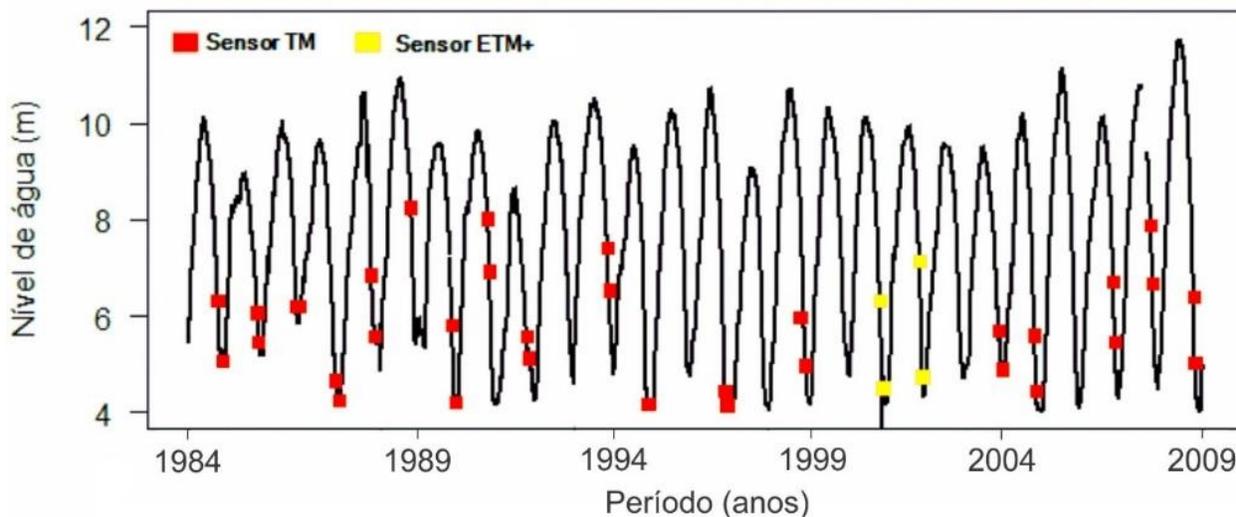


Figura 3.2 - Nível de água do rio Amazonas medido na estação de Óbidos para as datas de aquisição da série temporal de imagens Landsat.

Duas imagens Landsat 8/OLI foram também adquiridas para a órbita/ponto 228/061. As datas das imagens foram de 28/06/2013 e 15/08/2013, para maximizar a quantidade de pixels livres de nuvem e sombra de nuvem sobre a área de estudo. Tais imagens foram utilizadas para auxiliar na definição dos pontos visitados durante a campanha de campo.

Dados auxiliares de imagens de alta resolução espacial das plataformas online Google Earth™ e Nokia Here™, e séries temporais de imagens oferecidas pelo sistema Google Earth Engine (lapso temporal anual de imagens Landsat entre 1984 e 2009, <https://earthengine.google.org/>) foram usados como suporte à discriminação dos agentes causadores da perda da floresta de várzea. O nível de água do rio Amazonas associado a cada imagem foi estimado pela cota altimétrica medida na estação fluviométrica de Óbidos, disponibilizada pela Agência Nacional de Águas (ANA), em <http://hidroweb.ana.gov.br>.

Tabela 3.1 - Características dos sensores TM e ETM+. Fonte: (http://landsat.usgs.gov/about_mission_history.php).

Banda	TM	ETM+	Resolução espacial
	Intervalo espectral (μm)	Intervalo espectral (μm)	
1	0,452 – 0,518	0,452 – 0,514	30 m
2	0,528 – 0,609	0,519 – 0,601	30 m
3	0,626 – 0,693	0,631 – 0,692	30 m
4	0,776 – 0,904	0,772 – 0,898	30 m
5	1,576 – 1,784	1,547 – 1,748	30 m
7	2,097 – 2,349	2,065 – 2,346	30 m
8	-	0,515 – 1,784	15 m

3.3 Métodos

A Figura 3.3 mostra o fluxograma da metodologia empregada neste trabalho.

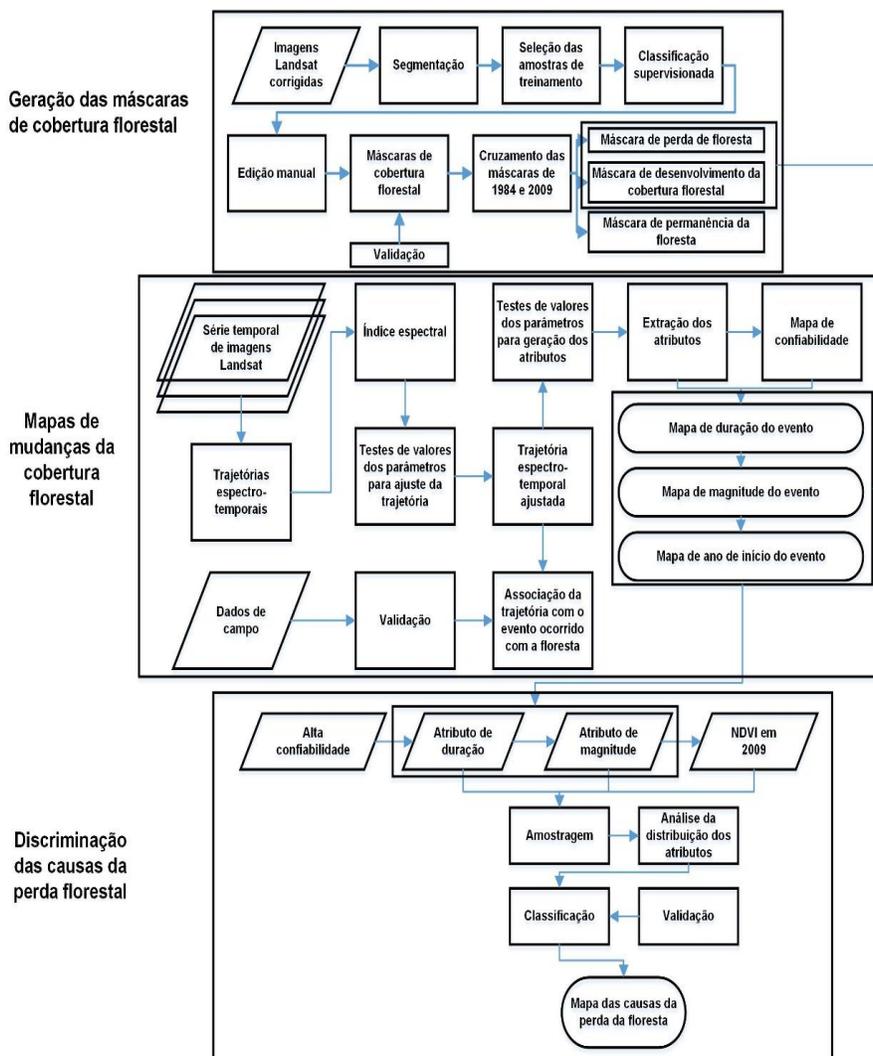


Figura 3.3 - Fluxograma da metodologia utilizada neste trabalho.

3.3.1 Máscara de cobertura florestal para os anos de 1984, 2009 e 2013

Utilizando a máscara de áreas alagáveis produzidas por Hess et al. (2003), corrigida por Ferreira et al. (2013) e Rennó et al. (2013), foi separada a área de terra firme do trecho de várzea do Baixo Amazonas sob estudo. Para restringir a análise apenas às áreas de floresta de várzea, foram geradas máscaras de cobertura florestal para o período inicial (1984) e final (2009) da série temporal, através da classificação de imagens Landsat 5/TM. As classes mapeadas foram “Floresta de várzea” e “Não-floresta de várzea”. Adicionalmente, foi gerada uma máscara de cobertura florestal para o ano de 2013 (28/06 e 15/08), a partir das imagens Landsat 8/OLI. Isto foi realizado para delimitar a distribuição atual da floresta de várzea na região de estudo e dar suporte à definição de pontos de coleta em campo que não tivessem sofrido mudança entre 2009 e 2013. Os locais que sofreram poucas mudanças na cobertura florestal entre 2009 e 2013, foram utilizados para a validação das trajetórias espectro-temporais. As imagens do Landsat 8/OLI referem-se a períodos de cheia e vazante, respectivamente, devido à ocorrência de nuvens nas imagens do período de seca de 2013.

Para a geração das máscaras de cobertura florestal dos três anos (1984, 2009 e 2013), foram utilizadas duas imagens para cada ano, buscando maximizar a quantidade de pixels livres de nuvens sobre a área estudada. Por exemplo, para construir a máscara de cobertura florestal do ano de 1984, na primeira imagem (set/1984) pixels com nuvem ou sombra de nuvem foram substituídos por pixels livres de nuvens na segunda imagem (e.g. nov/1984). Para isso, foram utilizadas operações entre as bandas, com auxílio das máscaras de nuvens.

Para a classificação das áreas de cobertura florestal, foi utilizado o algoritmo *Random Forest* (RF), executado no *software* estatístico R, pacote “*randomforest*” (LIAW; WIENER, 2002). Foram realizados diversos testes para determinar os melhores parâmetros de “ n_{tree} ” (20 à 1000) e “ m_{try} ” (7 à 12) nas construções das máscaras de cobertura florestal. Além disso, nas áreas de classificações errôneas, foi realizada edição manual.

As máscaras de cobertura florestal de 1984 e 2009 foram validadas por meio das medidas estatísticas de Exatidão Global e Índice Kappa (CONGALTON, 1991). Para isso, foram selecionados 100 pontos aleatoriamente, os quais foram analisadas por interpretação visual das imagens usadas para a classificação e imagens de alta resolução. Estas máscaras foram cruzadas, gerando três novas máscaras: 1) perda da floresta de várzea entre 1984 e 2009; 2) desenvolvimento de cobertura florestal entre 1984 e 2009; e 3) permanência de cobertura florestal entre 1984 e 2009 (sem mudança). Após o cruzamento, polígonos com área inferior a 8.100 m^2 (< 9 pixels) foram eliminados, para remover áreas residuais provenientes resultantes de efeitos de deslocamento entre de bordas entre as máscaras.

As máscaras de perda e desenvolvimento da cobertura florestal foram utilizadas para restringir as áreas de caracterização dos eventos de perda da floresta, sucessão primária e sucessão secundária (Figura 3.3). Essa estratégia foi adotada para limitar a ocorrência de falsos eventos em áreas de mudança da cobertura florestal, definindo uma máscara de permanência de cobertura florestal entre 1984 e 2009, ou seja, áreas em que havia floresta em 1984 e 2009, independente do destino que tivessem tido entre essas duas datas. Cabe ressaltar, também, que a máscara de desenvolvimento da cobertura florestal corresponde a áreas com sucessão primária ou sucessão secundária com a tipologia florestal, ou seja, não foram mapeadas áreas com outra tipologia (e.g. campo herbáceo ou arbustivo).

3.3.2 Caracterização da perda e desenvolvimento da cobertura florestal

A caracterização da perda e desenvolvimento da cobertura florestal de várzea foi realizada em duas etapas: 1) reconstrução histórica dos eventos ocorridos na floresta, a partir das trajetórias espectro-temporais; e 2) mapeamento dos atributos de duração, magnitude e ano de início do evento a partir dos segmentos da trajetória espectro-temporal que expressam o *momento crítico* da perda (Figura 3.4, direita) ou desenvolvimento da cobertura florestal. Ambas as etapas foram desenvolvidas utilizando o algoritmo LandTrendr (KENNEDY et al. 2010). Cabe lembrar, que “perda de floresta de várzea” corresponde à remoção total da cobertura florestal, “sucessão

secundária” consiste no processo de recuperação da floresta após a sua remoção, durante o período estudado, e “sucessão primária” expressa o ganho de cobertura florestal em uma área sem existência prévia da mesma a partir de 1984.

Para caracterizar os eventos ocorridos com a floresta de várzea, foi gerado um produto *raster*, em que cada pixel armazena uma trajetória espectro-temporal de um determinado índice espectral ao longo da série temporal analisada (Figura 3.4, esquerda).

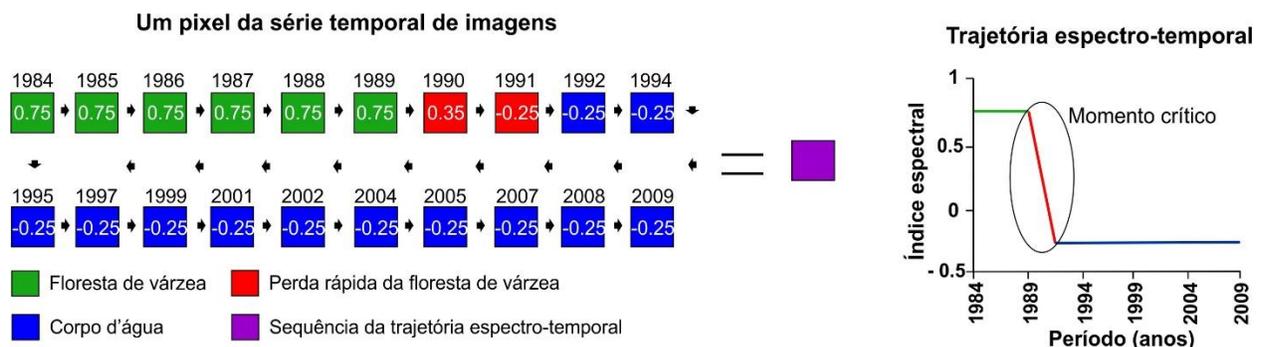


Figura 3.4 - Diagrama exemplificando a trajetória espectro-temporal gerada para cada pixel. Esquerda: Os números dentro dos pixels expressam o valor do índice espectral em cada ano do período analisado. Direita: Segmento da trajetória que expressa *momento crítico* da perda florestal.

Para a geração das trajetórias espectro-temporais foram avaliadas quais bandas espectrais (regiões espectrais do vermelho= banda 3; infravermelho próximo= banda 4 e infravermelho médio= banda 7) do Landsat TM e ETM+ ou índices de vegetação (NDVI ou NBR), seriam mais eficiente para detectar e reconstruir historicamente os eventos ocorridos em florestas de várzea. Assim, as bandas espectrais foram escolhidas para verificar se apenas a informação de uma faixa espectral é eficiente para identificar eventos ocorridos na floresta. As regiões espectrais do azul e verde (bandas 1 e 2, respectivamente) e infravermelho médio (banda 5), não foram utilizadas devido a elevada correlação com as bandas 3 e 7, respectivamente. O índice de vegetação de NDVI foi escolhido por ter sido eficiente na detecção de mudança da floresta de Terra Firme Amazônica, baseado em imagens MODIS (MORTON et al. 2011). Já o índice NBR foi escolhido para verificar seu potencial em áreas úmidas, uma

vez que usa a reflectância de superfície no infravermelho de ondas curtas (banda 7). Esta banda, também é utilizada pelo índice *Normalized Difference Water Index*, (NDWI, MCFEETERS, 1996), o qual é amplamente utilizado para detectar áreas úmidas (e.g. corpos d'água) (JI et al. 2009; ROKNI et al. 2014). Desta forma, torna-se importante verificar o potencial do índice NBR, uma vez que, busca-se detectar mudanças na cobertura florestal em áreas úmidas (várzeas). Os índices NDVI e NBR são calculados pelo algoritmo LandTrendr, possuindo valores situados no intervalo de -1 a 1. Valores próximos a -1 representam corpo d'água, enquanto valores mais próximos de 1 indicam maior biomassa da vegetação.

Os eventos utilizados para avaliação das diferentes bandas e índices foram: Evento SM = Sem Mudança da cobertura florestal entre 1984 e 2009; Evento PR = Perda Rápida de floresta de várzea; Evento PG = Perda Gradual de floresta de várzea; e Evento SP = Sucessão Primária. Estes eventos foram definidos por análises prévias. Os eventos PR e PG foram avaliados em locais distintos dentro da área de estudo e identificados por um dígito (e.g. "_1") associado aos diferentes locais (e.g. PR_1 e PR_2).

A fim de verificar a variação interanual dos valores espectrais com duração de um ou 20 anos na série temporal para cada tipo de evento, foram extraídas amostras. Para o evento SM foram extraídas 100 trajetórias espectro-temporais, com o intuito de abranger a maior variação interanual da florestas sem mudança entre 1984 e 2009 (SM). Para os demais eventos (PR, PG e SP) foram extraídas 35 trajetórias espectro-temporais, uma vez que estes possuíam menor dimensão espacial. As trajetórias foram construídas utilizando os valores *default* dos parâmetros do algoritmo LandTrendr.

Após identificar a informação espectral mais eficiente para reconstrução histórica dos eventos de perda e desenvolvimento da cobertura florestal, esta foi utilizada para avaliar conjuntos de valores a ser atribuídos aos três parâmetros do algoritmo LandTrendr que otimizam o ajuste das trajetórias espectro-temporais: *kernel size*: (1x1; 3x3; 5x5); *pval*: (0,05; 0,2; 0,4); e *max segments*: (4; 6; 8) (ver item 3.1). Os parâmetros foram testados de modo sequencial, sendo o *kernel size* o primeiro, com fixação de

valores para os parâmetros $pval = 0,2$ e $max\ segments = 6$. Após ser definido o primeiro parâmetro, este foi fixado, e foi mantido o mesmo valor para o terceiro parâmetro, para a realização dos testes de valores do segundo parâmetro. Por fim, foram fixados os dois primeiros parâmetros e testados os valores do terceiro parâmetro. Para avaliação do impacto de cada parâmetro, foram usados os eventos ocorridos na floresta de várzea (SM, PR, PG e SP), além do Evento SS: Sucessão Secundária (Perda rápida de floresta, seguida de regeneração florestal). Foram avaliados em quatro lugares os eventos PR e PG, os quais foram associados a um dígito (e.g. “_1”) para distinguir os diferentes locais (e.g. PR_1, PR_2, PR_3 e PR_4).

Na segunda etapa da caracterização da perda e desenvolvimento da cobertura florestal, foram extraídos os atributos dos segmentos da trajetória espectro-temporal que expressam o *momento crítico* do evento ocorrido com a floresta, gerando mapas de duração, magnitude e ano de início dos eventos (Figura 3.5).

Para caracterização dos eventos da perda e desenvolvimento da cobertura florestal com base nos atributos, foram testados conjuntos de valores dos seguintes parâmetros: pct_veg_loss1 : (0,100; 0,200; 0,250; 0,300; e 0,350); ptc_veg_loss20 : (0,050; 0,100; 0,125; 0,150; e 0,200); e pct_veg_gain : (0,100; 0,150; 0,200; 0,250; e 0,300). Estes parâmetros determinam as variações dos valores do índice espectral na trajetória espectro-temporal que não serão consideradas como *momento crítico*, ver descrição no item 2.6.

Foram testados cinco conjuntos de valores, sendo o primeiro conjunto formado pelos primeiros valores dos três parâmetros ($pct_veg_loss1 = 0,100$; $pct_veg_loss20 = 0,050$; e $pct_veg_gain = 0,100$), seguido do segundo conjunto de valores formado pelos segundos valores dos três parâmetros ($pct_veg_loss = 0,200$; $pct_veg_loss20 = 0,100$; e $pct_veg_gain = 0,150$), e assim por diante, até alcançar o último conjunto de valores dos parâmetros ($pct_veg_loss = 0,350$; $pct_veg_loss20 = 0,200$; e $pct_veg_gain = 0,300$). Desta forma, o primeiro conjunto formado pelos primeiros valores dos três parâmetros gera trajetórias sensíveis (menos restritivas) a pequenas variações interanuais do índice espectral. À medida que os valores se aproximam do último conjunto, as

variações interanuais do índice espectral devem ser de grande magnitude, para gerar os atributos (mais restritivas). Variações menores do que a estabelecida pelos três parâmetros não são consideradas como mudança da floresta de várzea.

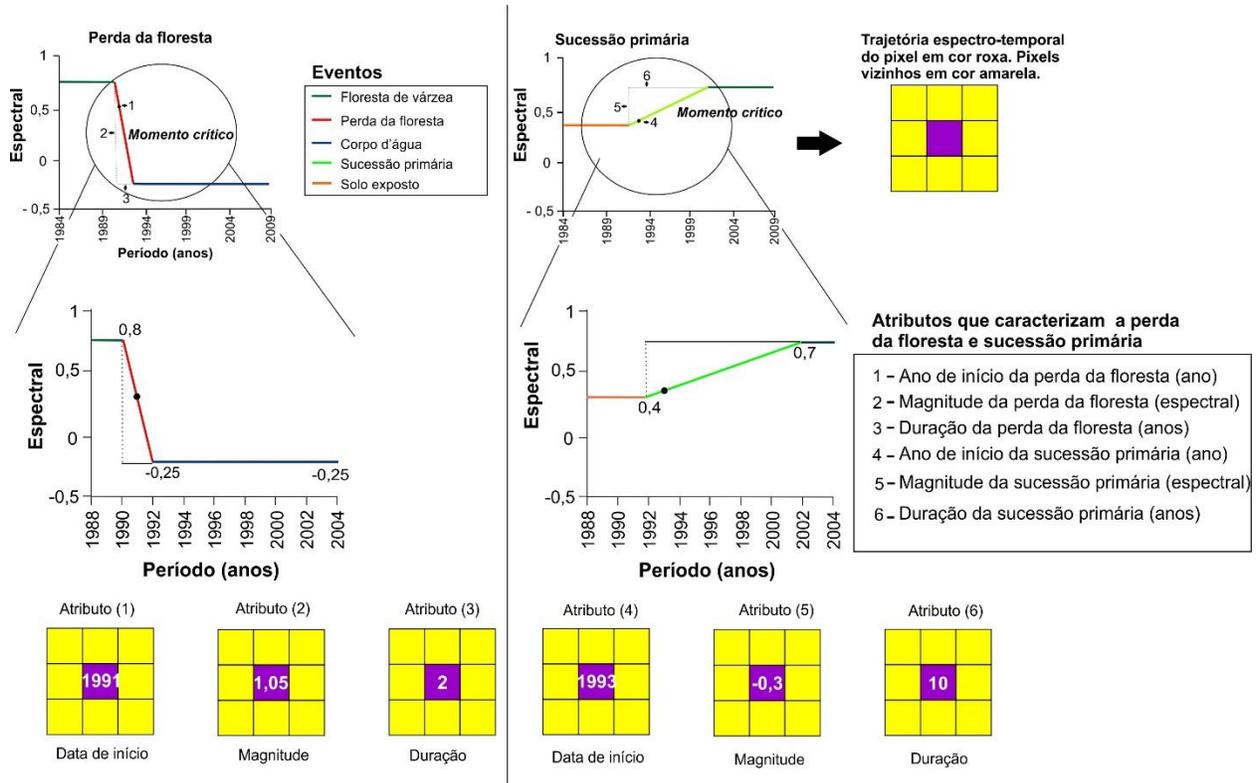


Figura 3.5 - Diagrama ilustrativo do método de geração dos atributos dos eventos de perda da floresta e sucessão primária. A duração da perda da floresta e sucessão primária é associada a duração de declínio ou aumento do índice espectral da trajetória, respectivamente. A magnitude de perda da floresta é expressa pela diferença entre os valores máximos e mínimos do índice espectral ao longo da trajetória de perda. A magnitude da sucessão primária corresponde à diferença entre os valores mínimos e máximos do índice espectral ao longo da trajetória que expressa a sucessão primária. A ano de início da perda da floresta é definida pelo primeiro ano de queda dos valores do índice espectral. A ano de início da sucessão primária consiste no primeiro ano de aumento dos valores do índice espectral.

A fim de obter uma estimativa da confiabilidade da caracterização da perda e desenvolvimento da cobertura florestal pelos atributos, foram criadas cinco imagens binárias, a partir da imagem resultante de cada conjunto de valores dos parâmetros mencionados acima, sendo 1 os pixels com caracterização da perda ou desenvolvimento da cobertura florestal e 0 os pixels sem detecção de mudança. Essas

imagens foram somadas, e a imagem resultante foi dividida por 5, gerando um índice de confiabilidade que varia de 0 a 1, sendo valores próximos de zero indicadores de menor confiabilidade da caracterização, e vice-versa (Figura 3.6).

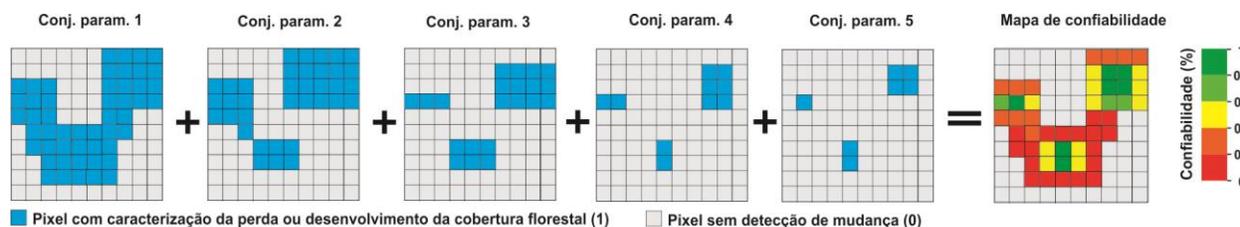


Figura 3.6 - Mapa de confiabilidade da geração dos atributos que caracterizam a perda ou desenvolvimento da cobertura florestal de várzea. Conj. param= conjunto de parâmetros.

Cabe salientar, que a confiabilidade na geração dos atributos pode ser escolhida pelo usuário em função do objeto estudado (e.g. cobertura florestal, área urbana e etc.). Para este estudo, os mapas com os atributos de duração, magnitude e ano de início da perda e do desenvolvimento da cobertura florestal foram feitos aditivamente. Desta forma, foram utilizados os atributos estimados pelo conjunto de valores dos parâmetros mais restritivo (maior confiabilidade), em seguida foram tomados os atributos estimados pelo segundo conjunto mais restritivo, mas somente para pixels não detectados pelo conjunto anterior, e assim sucessivamente.

3.3.3 Associação dos eventos de perda e desenvolvimento da cobertura florestal com as trajetórias espectro-temporais

As trajetórias espectro-temporais foram associadas a eventos de perda e desenvolvimento da cobertura florestal, a fim de verificar se as trajetórias realmente expressavam os eventos ocorridos com a floresta de várzea e suas origens. Para isso, foram gerados modelos conceituais pré-definidos de trajetórias espectro-temporais para eventos de perda da floresta, sucessão primária, sucessão secundária e sem mudança da cobertura florestal entre 1984 e 2009 (Figura 3.7). Foram utilizados os acrônimos dos eventos avaliados na sessão 3.3.2, associados a uma letra indicativa da causa (Antrópicas (A) ou Naturais (N)) da perda florestal. Desta forma, os eventos definidos foram: PRN) *Perda Rápida* da floresta de várzea seguida de outra cobertura

da terra, causada por agentes *Antrópicos*; PRA) *Perda Rápida* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes *Antrópicos*; PGN) *Perda Gradual* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes *Naturais*; PGA) *Perda Gradual* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes *Antrópicos*; SS) *Sucessão Secundária*; SP) *Sucessão Primária*; e SM) *Sem Mudança* da cobertura florestal entre 1984 e 2009.

Para cada evento de perda de floresta de várzea, foi considerado como responsável apenas um agente causador (natural ou antrópico), sendo este baseado na interpretação visual dos últimos anos da série temporal de imagens.

Evento	Trajetória espectro-temporal	Interpretação	Agente
PRN		Perda rápida da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra (e.g. corpo d'água)	Natural (e.g. remoção de ilha fluvial)
PRA		Perda rápida da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra (e.g. cultura agrícola ou pastagem)	Antrópico (e.g. corte da floresta)
PGN		Perda gradual da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra (e.g. corpo d'água)	Natural (e.g. erosão do canal)
PGA		Perda gradual da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra (e.g. cultura agrícola ou pastagem)	Antrópico (e.g. corte da floresta)
SS		Sucessão secundária (Floresta de várzea com perda rápida, seguida de regeneração da cobertura florestal)	Antrópico (e.g. corte da floresta)
SP		Sucessão primária	—
SM		Sem mudança na floresta de várzea	—

Figura 3.7 - Modelos de trajetória espectro-temporal associados aos eventos ocorridos com a floresta de várzea. PRN) *Perda Rápida* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes *Naturais*; PRA) *Perda Rápida* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes *Antrópicos*; PGN) *Perda Gradual* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes *Naturais*; PGA) *Perda Gradual* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes *Antrópicos*; SS) *Sucessão Secundária*; SP) *Sucessão Primária*; e SM) *Sem Mudança* da cobertura florestal entre 1984 e 2009.

Para verificar a ocorrência destes eventos baseados nas trajetórias espectro-temporais extraídas, foi interpretada visualmente a série temporal de imagens Landsat. Como dados complementares da interpretação visual foram usadas imagens de alta resolução do Google Earth™, no modo imagens históricas, imagens Nokia Here™ e imagens do Google Earth Engine (Lapso temporal de imagens Landsat anuais entre 1984 e 2009).

3.3.4 Validação das trajetórias espectro-temporais

A partir das trajetórias espectro-temporais associadas aos eventos ocorridos com a floresta de várzea, causadas por agentes antrópicos ou naturais, foi realizada uma campanha de campo para validação. A campanha ocorreu entre 25/09 e 06/10 de 2014, no período de seca na várzea, e consistiu no registro por meio de fotografias georreferenciadas da cobertura da terra para os pixels com trajetórias espectro-temporais que mostraram perda da floresta de várzea. Além disso, foram amostradas variáveis dendrométricas nos pixels das trajetórias que expressaram sucessão primária, sucessão secundária ou sem mudança da cobertura florestal entre 1984 e 2009 (Figura 3.8). Foram coletados 43 pontos, sendo 18 pontos para caracterização da estrutura da floresta dos eventos SS (4 pontos), SP (6 pontos) e SM (8 pontos) e 25 pontos para validar a atual cobertura da terra dos eventos PRN (3 pontos); PRA (6 pontos); PGN (9 pontos); e PGA (7 pontos). Os pontos observados foram aqueles que apresentaram maior acessibilidade terrestre ou aquática.

A amostragem da cobertura florestal foi realizada em parcelas de 25 x 25 m. Este tamanho da parcela foi determinado em função da homogeneidade da cobertura florestal em um pixel (30 x 30 m) e da necessidade expediência na aquisição de amostras de campo, cuja finalidade principal é de validação, e não de inventário. Em cada parcela, foram obtidos os seguintes parâmetros biofísicos: diâmetro à altura do peito (DAP, medido por fita diamétrica), altura total (medido por clinômetro), número de indivíduos e inventário de espécies arbóreas, com o auxílio profissional de um parobotânico. O DAP foi medido na altura de 1,3 m em relação ao nível do solo. A altura total foi estabelecida desde a base da árvore ao nível do solo até o topo da copa.

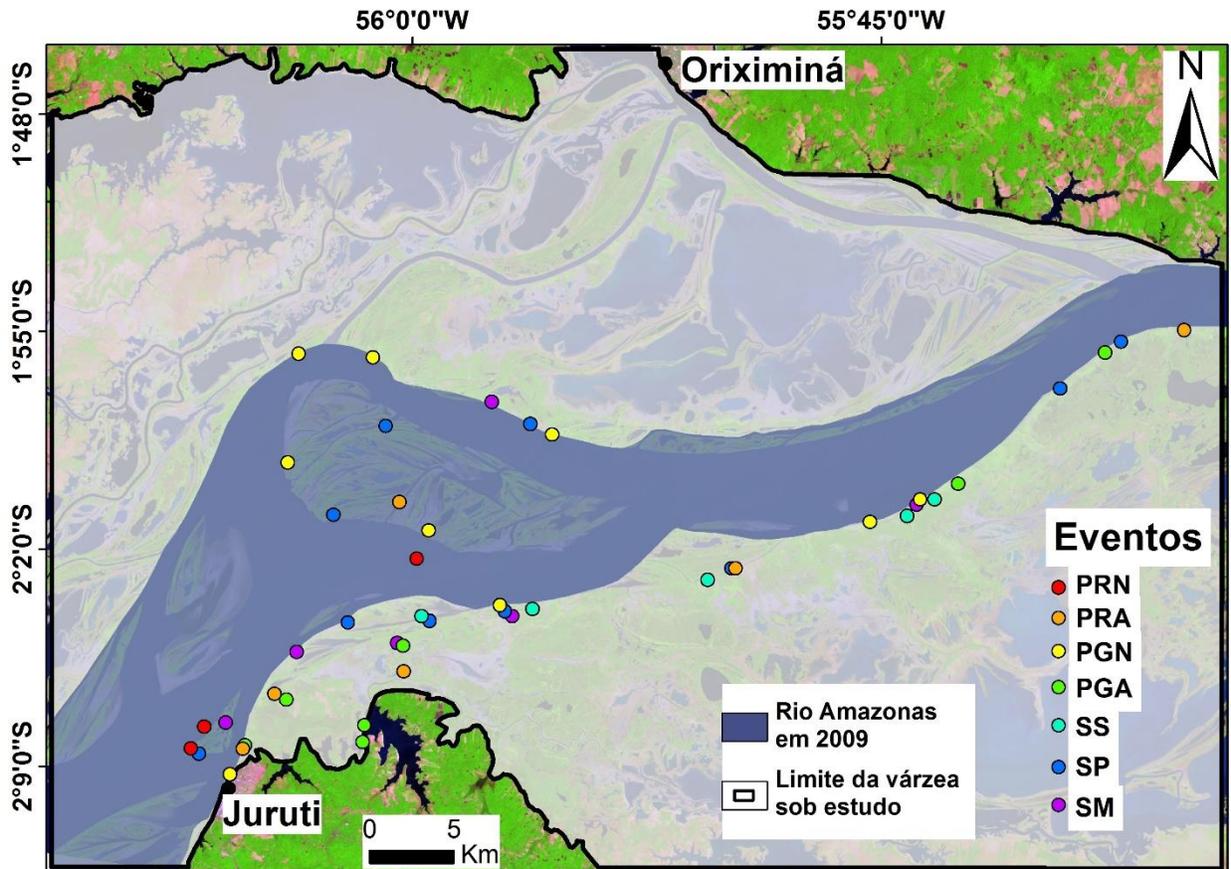


Figura 3.8 - Localização dos pontos visitados em campanha de campo. Eventos: PRN) Perda Rápida da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes Naturais; PRA) Perda Rápida da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes Antrópicos; PGN) Perda Gradual da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes Naturais; PGA) Perda Gradual da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes Antrópicos; SS) Sucessão Secundária; SP) Sucessão Primária; e SM) Sem Mudança da cobertura florestal entre 1984 e 2009. Imagem Landsat/TM composição colorida R5, G4, B3.

As medidas foram realizadas para todas as árvores com DAP ≥ 10 cm dentro da parcela de 25 x 25 m. Além disso, foram identificadas as espécies e contabilizado o número de árvores com DAP entre 5 e 10 cm, em uma subparcela de 10 x 10 m aninhada dentro da parcela principal, e para indivíduos com DAP entre 2 e 5 cm, em uma segunda subparcela de 5 x 5 m, aninhada dentro da subparcela anterior. Este desenho amostral buscou a inclusão de indivíduos jovens e maduros, para melhor caracterizar os estágios sucessionais florestais. A partir das variáveis medidas em

campo, foram gerados os seguintes atributos da estrutura florestal: 1) Densidade de indivíduos (ind./ha), e 2) Área basal (m²/ha).

As variáveis dendrométricas coletadas em campo e os atributos derivados foram utilizados para caracterizar a estrutura florestal dos eventos SS (Sucessão Secundária), SP (Sucessão Primária) e SM (Sem Mudança da cobertura florestal entre 1984 e 2009). Florestas com baixa altura total, menor DAP e alta densidade de indivíduos indicam estágios iniciais da sucessão florestal, enquanto que a elevada altura total, maior DAP e baixa densidade de indivíduos sugerem florestas em estágio avançado de sucessão (WITTMANN et al. 2010b).

As espécies arbóreas identificadas nos eventos de sucessão primária e sucessão secundária, e em florestas de várzea remanescentes (sem mudança), foram também utilizadas para estimar os estágios de sucessão, a partir do catálogo de Wittmann et al. (2010b), que compilaram diversos trabalhos de identificações das espécies arbóreas na Amazônia Central. Os estágios definidos por Wittmann et al. (2010b) foram: 1) Inicial = espécies encontradas em substratos recentemente depositados, as quais alcançam idades máximas entre 20 e 30 anos; 2) Intermediário = espécies que dão prosseguimento ao estágio inicial e alcançam idades máximas entre 20 e 150 anos; e 3) Final = espécies do último estágio de sucessão da floresta de várzea, que alcançam idades máximas acima de 150 anos. A Figura 3.3 (mapas de mudança da cobertura florestal), sintetiza os procedimentos descritos desde a sessão 3.3.2 a 3.3.4.

3.3.5 Classificação das causas antrópicas ou naturais da perda da floresta de várzea

Apenas os atributos classificados como tendo alto índice de confiabilidade (0,8 e 1) foram utilizados para distinguir entre causas antrópicas e naturais da perda florestal. Isto foi determinado buscando minimizar a classificação de falsa perda da floresta de várzea, uma vez que os atributos com baixa confiabilidade podem ter sido gerados simplesmente pela variação interanual com duração de um ano na floresta de várzea, e não a partir de eventos reais de perda florestal.

Para classificação da natureza da perda florestal em antrópica ou natural, foram considerados os atributos de duração da perda, magnitude da perda, e o valor do índice espectral no último ano da série temporal analisada (2009), que melhor reconstruiu a história dos eventos ocorridos com a cobertura florestal. Esta escolha se baseia na pressuposição de que as causas antrópicas de perda florestal correspondem à remoção da floresta de várzea por ação humana direta, independentemente do processo (e.g. remoção da floresta por motosserra, machado e queimadas), seguida de algum uso do solo ou de abandono, para os quais nota-se menor magnitude de perda, maior duração do processo de remoção da floresta e valores do índice espectral em 2009 maiores que zero, associados a solo exposto ou vegetação rasteira. Já as causas naturais consistiram na remoção da floresta devido à dinâmica fluvial, caracterizada pelo aparecimento de corpo d'água ou área alagada durante grande parte do ano, cujo uso agropecuário é praticamente inviável. Neste caso, observa-se predominantemente uma redução severa (grande magnitude dos valores do índice espectral) com curta duração do processo de perda florestal e sem recuperação dos valores do índice espectral ao longo da série (valores abaixo de zero).

A distribuição dos valores de cada atributo foi analisada por meio de amostras de 1000 pixels para cada classe de agente causador (antrópico ou natural), com o intuito de caracterizar a sua variação. O classificador SVM foi então utilizado para realizar a discriminação das causas antrópicas ou naturais da perda florestal de várzea, aplicado aos atributos que melhor indicaram a separação entre as classes. Para avaliação da classificação, utilizou-se o método de validação cruzada, onde metade das amostras de cada classe foi utilizada para treinar o classificador SVM, e a outra metade foi utilizada para validar a classificação, e vice-versa. Com isso, foram geradas duas matrizes de confusão, e valores de Exatidão Global das classificações. A Figura 3.3 (discriminação das causas da perda florestal) mostra o fluxograma das atividades realizadas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Série temporal de imagens e nível de água do rio Amazonas

A associação dos níveis de água do rio Amazonas com a série temporal de imagens, resultou em uma amplitude de 4,1 m (Figura 3.2). O valor mínimo foi de 4,15 m e máximo de 8,25 m, com valor médio de 5,78 m. Apesar da amplitude elevada dos níveis de água em algumas das imagens disponíveis, optou-se por mantê-las para preservar a densidade da série temporal. Com a remoção das imagens com níveis de água abaixo de 4,50 m e acima de 8,00 m, a série perderia oito anos de observação, em troca de uma pequena redução da variabilidade na amplitude dos níveis de água.

Os cinco anos sem imagens (1993, 1996, 1998, 2000, 2003 e 2006) encontram-se bem distribuídos ao longo da série temporal, resultando em períodos sem dados sempre inferior a dois anos. Como períodos sem imagens superiores a dois anos podem prejudicar a reconstrução da trajetória espectro-temporal e levar à identificação de eventos falsos de perda ou desenvolvimento da cobertura florestal, acredita-se que o impacto da falta de imagens sobre trabalho tenha sido minimizado.

4.2 Máscara de cobertura florestal referentes a 1984, 2009 e 2013

Os melhores parâmetros encontrados para gerar as máscaras de cobertura florestal de 1984; 2009 e 2013 pelo algoritmo RF, foram: $n_{tree}= 100$ e $m_{try}= 7$, com erros estimados (OOB) de 2,11%; 2,08% e 1,16%, respectivamente. As medidas estatísticas da validação das máscaras indicaram que a delimitação da cobertura florestal foi bastante acurada, produzindo os seguintes resultados: Índice Kappa de 0,97; 0,96 e 0,96, respectivamente; e Exatidão Global de 98% para todos os três anos (Apêndice A).

As máscaras de cobertura florestal de 1984, 2009 e 2013 resultaram em áreas de floresta de 15.414 ha; 13.770 ha e 14.040 ha, respectivamente, distribuídas heterogeneamente ao longo da paisagem de várzea. Através do cruzamento entre as máscaras de cobertura florestal de 1984 e 2009 foi calculada uma perda de floresta de

várzea da ordem de 6.136 ha, e um desenvolvimento de cobertura florestal de 4.492 ha, e área sem mudança da cobertura florestal entre 1984 e 2009 de 9.278 ha. Com a remoção dos polígonos menores que nove pixels, houve a redução dessas proporções, com perda total da floresta de várzea de 5.420 ha, desenvolvimento de cobertura florestal de 3.805 ha, e área de floresta sem mudança de 9.154 ha (Figura 4.1).

A região sudoeste do mapa mostra as áreas com maiores perdas das florestas de várzea, sendo estas localizadas tanto próximas às margens do rio Amazonas quanto no interior da várzea. As áreas de desenvolvimento da cobertura florestal apresentam-se sem um padrão definido ao longo da várzea. Nota-se que a perda da floresta de várzea foi maior que o desenvolvimento da cobertura florestal, mostrando para este trecho da várzea amazônica um desequilíbrio entre os processos de perda e ganho.

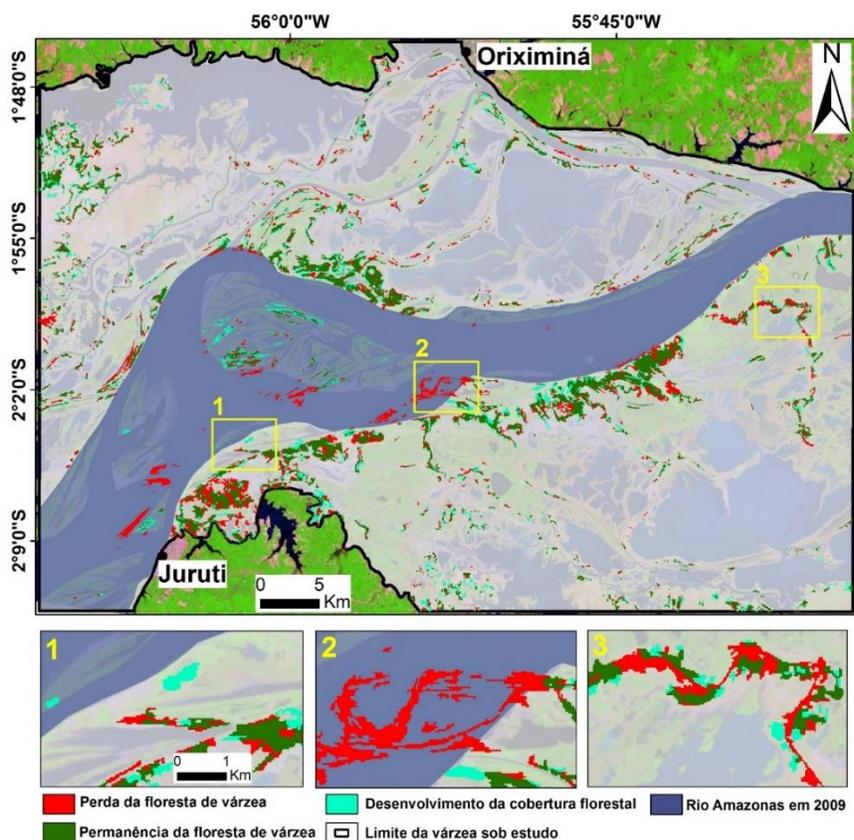


Figura 4.1 - Mapa de perda, desenvolvimento e permanência da floresta de várzea entre 1984 e 2009. Imagem Landsat/TM composição colorida R5, G4, B3.

4.3 Detecção da perda e desenvolvimento da cobertura florestal

O desempenho dos indicadores da perda e desenvolvimento da cobertura florestal indicou o NDVI como mais sensível à detecção dos eventos, e, portanto, mais eficiente do que o índice NBR e as bandas espectrais para a reconstrução histórica dos eventos de mudança da cobertura florestal (Figuras 4.2 e 4.3). O NDVI mostrou maior variação interanual de curta e longa duração para expressar os eventos ocorridos com a floresta no decorrer da série analisada (e.g. eventos PR_1 e PG_1). Além disso, o valor da mediana do NDVI mostrou-se mais adequado para expressar o evento ocorrido com a floresta em comparação às demais medidas estatísticas (e.g. primeiro ou terceiro quartil).

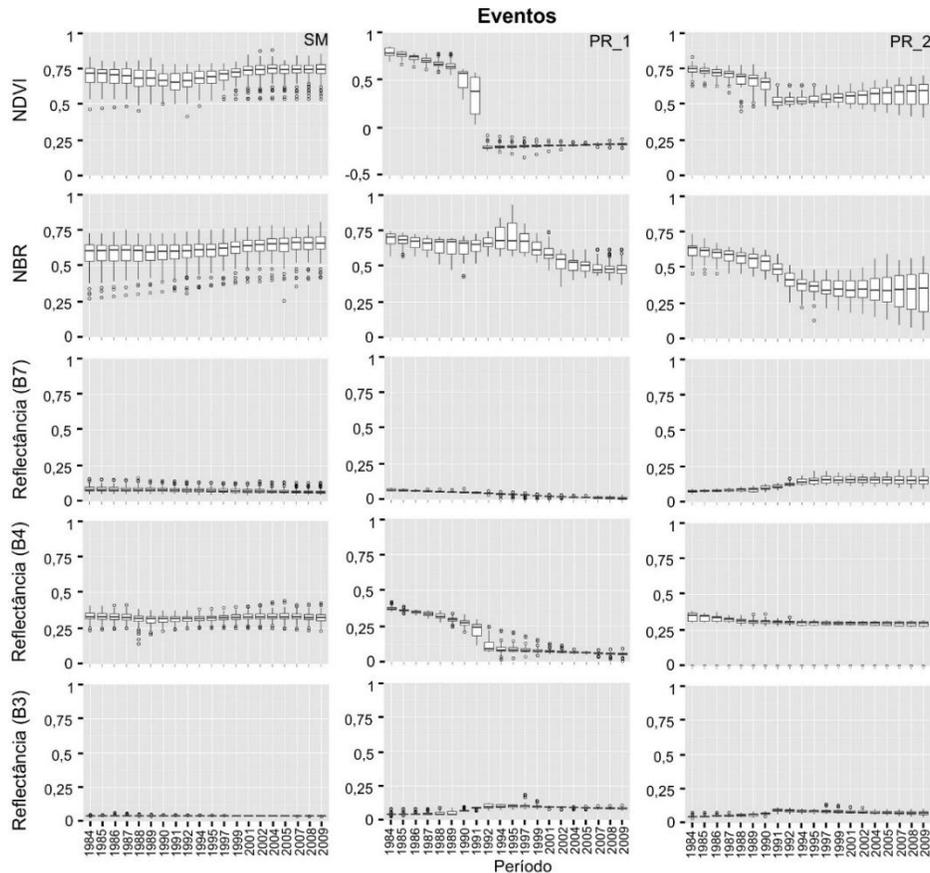


Figura 4.2 - Trajetórias espectro-temporais associadas a eventos de permanência e perda da floresta de várzea. SM) Sem Mudança da floresta de várzea entre 1984 e 2009 e PR_1 e PR_2) Perda Rápida da floresta de várzea. Reflectância (B7, B4 e B3) significa reflectância de superfície das bandas espectrais 7, 4 e 3 respectivamente.

O índice NBR mostrou-se sensível aos eventos SM, PR_2, PG_2 e SP, mas apresentou incoerência na reconstrução histórica dos eventos PR_1 e PG_1, o que pode ser explicado pela pequena diferença dos valores de reflectância de superfície registrados pelas bandas 4 e 7, quando o pixel apresenta-se como corpo d'água. As bandas 3 e 7 isoladamente não foram adequadas para reconstruir os eventos devido à pequena variação da reflectância de superfície no decorrer da série temporal, enquanto que a banda 4 mostrou ter capacidade para reconstruir alguns eventos (PR_1, PG_1 e SP), porém com menor eficiência quando comparada ao índice de vegetação NDVI.

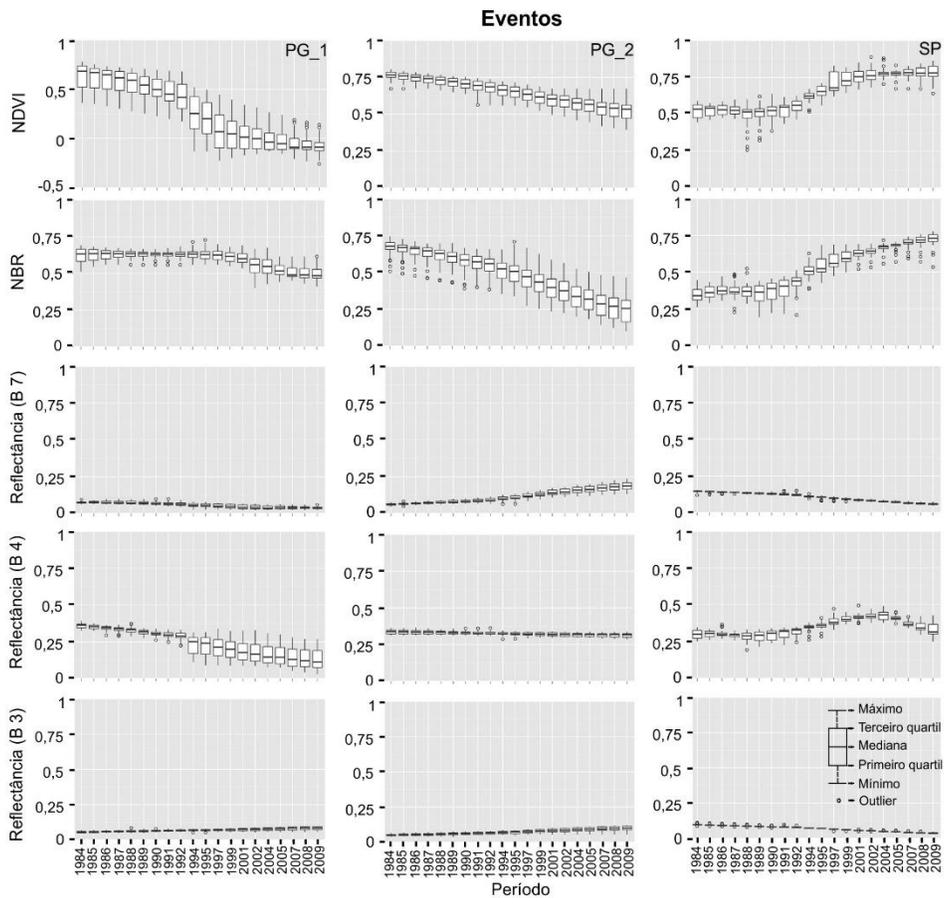


Figura 4.3 - Trajetórias espectro-temporais associadas a eventos de perda da floresta e sucessão primária. PG_1 e PG_2) Perda Gradual da floresta de várzea e SP) Sucessão Primária. Reflectância (B7, B4 e B3) significa reflectância de superfície das bandas 7, 4 e 3 respectivamente.

Na trajetória espectro-temporal, a amplitude interanual com duração de um ou mais de 20 anos foi governada pelo evento ocorrido com a floresta de várzea. A reconstrução histórica do evento SM, mostrou variabilidade anual dos valores de NDVI em cerca de 0,25 e variabilidade interanual com longa duração de aproximadamente 0,06.

O evento PR_1 possuiu diferentes variação anuais dos valores de NDVI ao longo da trajetória espectro-temporal. A amplitude interanual com um ano de duração ocorrida entre os anos de 1991 e 1992, mostrou o *momento crítico* da perda florestal que teve amplitude na ordem de 1,1. Já o evento PR_2 apresentou amplitude interanual com duração de um ano no *momento crítico* da perda florestal em cerca de 0,20.

A reconstrução histórica dos eventos PG_1 e PG_2 mostraram a ocorrência de perdas graduais na floresta de várzea ao longo da série temporal, porém com diferentes amplitudes de variação dos valores de NDVI com duração de 20 ou mais anos entre o início e o fim da série (cerca de 0,9 e 0,25, respectivamente). Estas reconstruções apontam a existência de diferentes coberturas da terra (conversão gradual da floresta para corpo d'água ou pastagem, respectivamente). A ocorrência desses eventos pode ser explicada pelo modo de perda da floresta de várzea, como no caso do evento PG_1, em que um pixel de floresta demora, efetivamente 20 ou mais anos para ser completamente convertido em corpo d'água. O evento SP mostrou amplitude do NDVI com duração de mais de dez anos em cerca de 0,25, revelando a Sucessão Primária a partir do ano de 1992.

A similaridade de amplitude interanual do NDVI com um ano de duração no *momento crítico* da perda florestal do evento PR_2 (0,20) e a variação anual dos valores de NDVI do evento SM (0,25), causa incerteza em relação à definição de um limiar que separe o *momento crítico* da perda da floresta frente à simples variação anual de NDVI da floresta remanescente. No entanto, os eventos PR_1 e PG_1 possuem grande amplitude interanual do NDVI com duração de um ou 20 anos, que destoa da variação anual do evento SM. Assim, os eventos PR_1 e PG_1 permitem definir com maior confiabilidade o limiar relativo ao *momento crítico* de perda da floresta de várzea.

4.4 Ajustes dos parâmetros das trajetórias espectro-temporais

Definido o índice NDVI como mais apropriado para reconstruir o histórico de eventos de perda e desenvolvimento da cobertura florestal da várzea, os melhores parâmetros testados para o ajuste das trajetórias espectro-temporais foram *kernel size*= 3x3; *pval*= 0,05 e *max segments*= 6 (Figuras 4.4 a 4.9). O *kernel size*= 3x3 foi escolhido por ter gerado trajetórias espectro-temporais mais coerentes com os eventos ocorridos na floresta, quando comparado ao *kernel size*= 1x1 e 5x5, visto que informações de pixels vizinhos (janela 3x3 pixels) nos ajustes dos segmentos das trajetórias foram apropriadas. O *kernel size*= 5x5 promoveu maior suavização dos segmentos das trajetórias, por possuir dimensão espacial de 25 pixels, omitindo os eventos ocorridos, e o *kernel size*= 1x1 gerou segmentos ruidosos no ajuste da trajetória espectro-temporal, por ser baseado em um único pixel e aumentar a geração de falsos eventos de perda da floresta. O parâmetro *pval* não teve influência notável sobre a maioria dos eventos, porém produzir maior efeito no evento SS, indicando maior eficiência no ajuste da trajetória usando *pval*=0,05. Os valores do parâmetro *pval*= 0,2 e 0,4 criaram artefatos nos ajustes das trajetórias espectro-temporais. Por fim, o parâmetro *max segments*= 6 foi escolhido, porque se mostrou mais adequado ao ajuste das trajetórias, em comparação a *max segments*= 4 ou 8, que deram origem a maiores suavizações (e.g. evento PG_2) e a artefatos (e.g. evento SP), respectivamente.

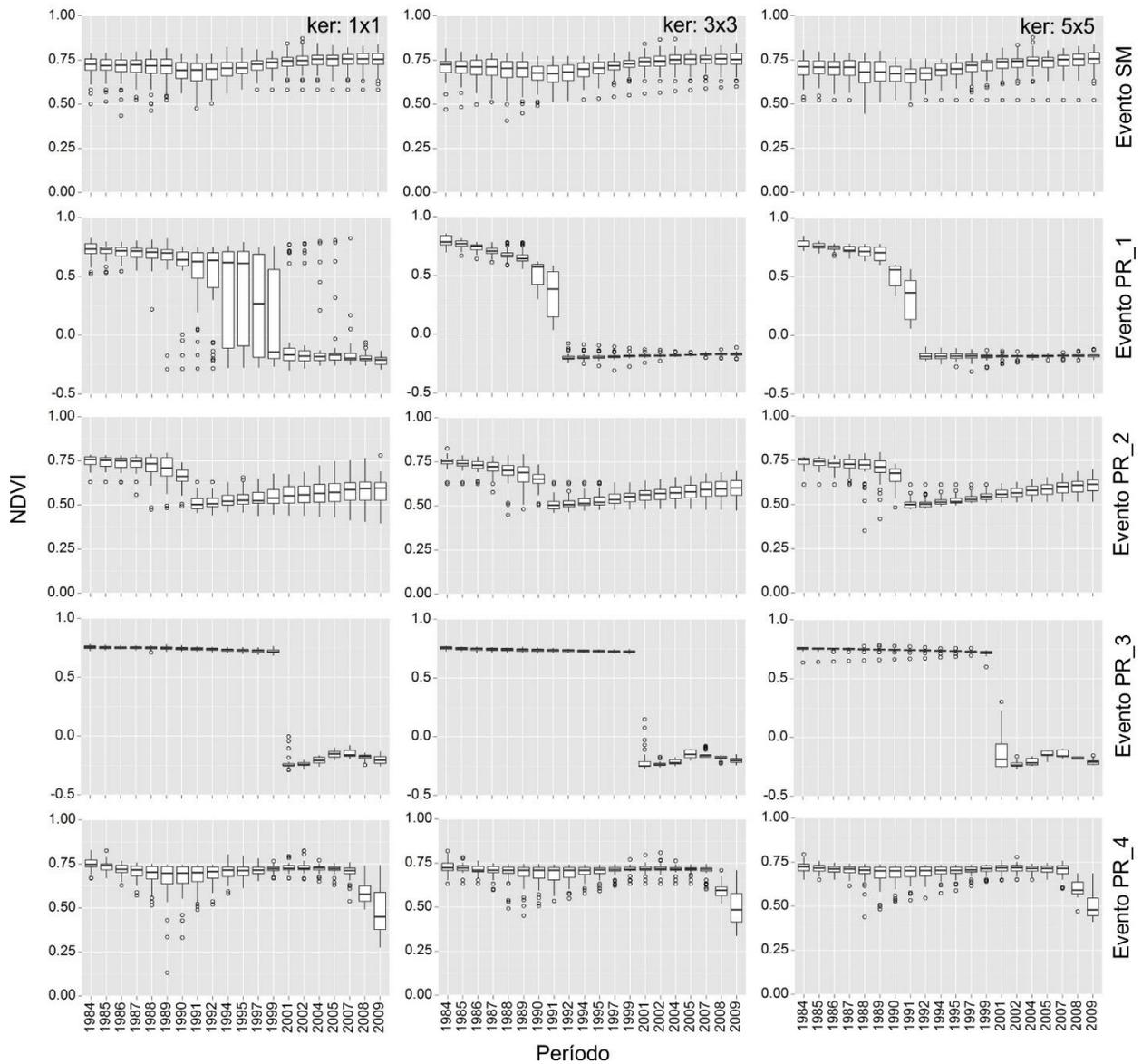


Figura 4.4 - Testes de valores do parâmetro *kernel size*: 1x1 (ker: 1x1); *kernel size* 3x3 (ker: 3x3); e *kernel size*: 5x5 (ker: 5x5). Evento SM: Sem Mudança da cobertura florestal entre 1984 e 2009; e Eventos PR_1 a PR_4: Perda Rápida da floresta de várzea.

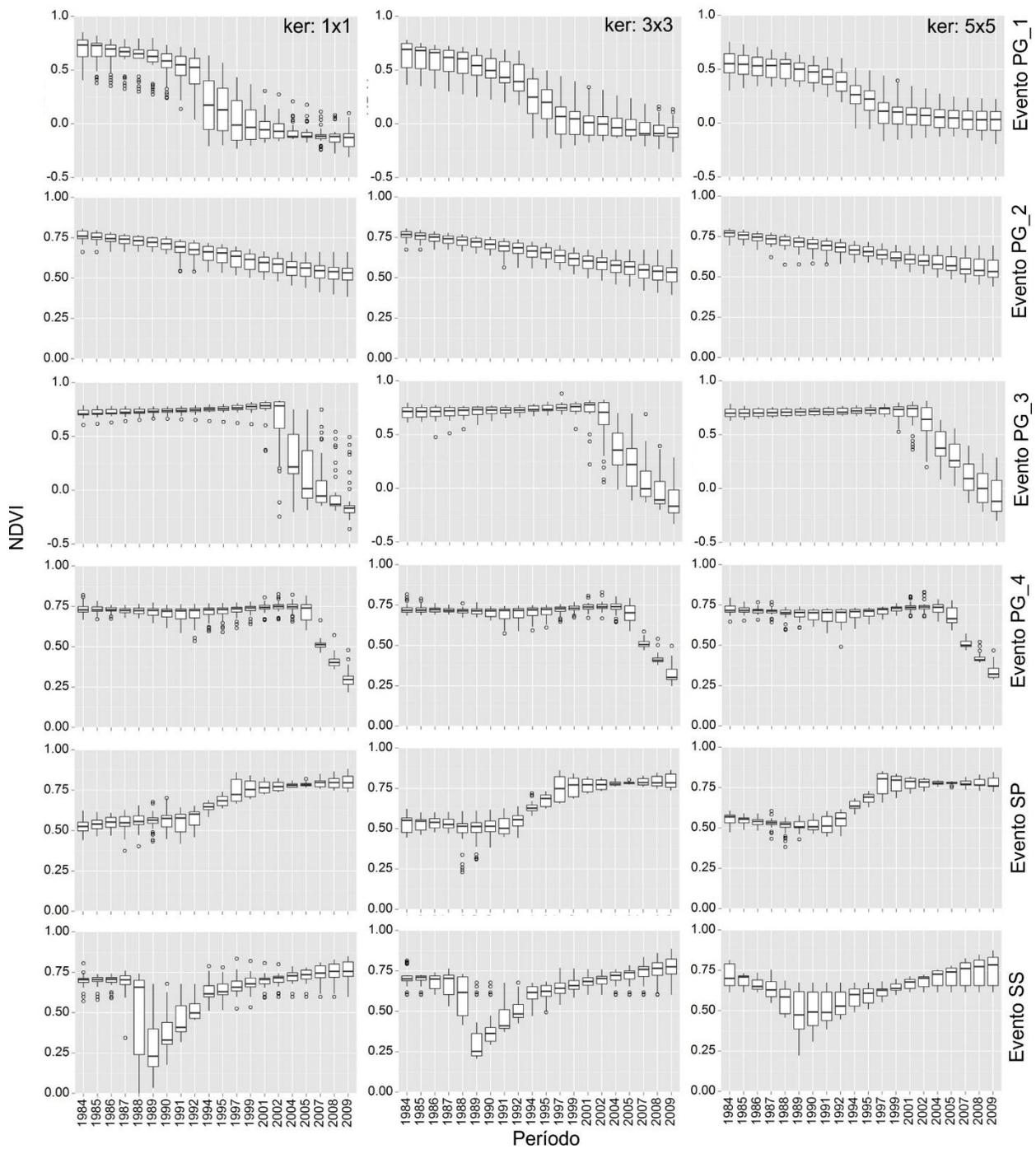


Figura 4.5 - Testes de valores do parâmetro *kernel size*: 1x1 (ker: 1x1); *kernel size* 3x3 (ker: 3x3); e *kernel size*: 5x5 (ker: 5x5). Eventos PG_1 a PG_4: Perda Gradual da floresta de várzea; Evento SP: Sucessão Primária; e Evento SS: Sucessão Secundária.

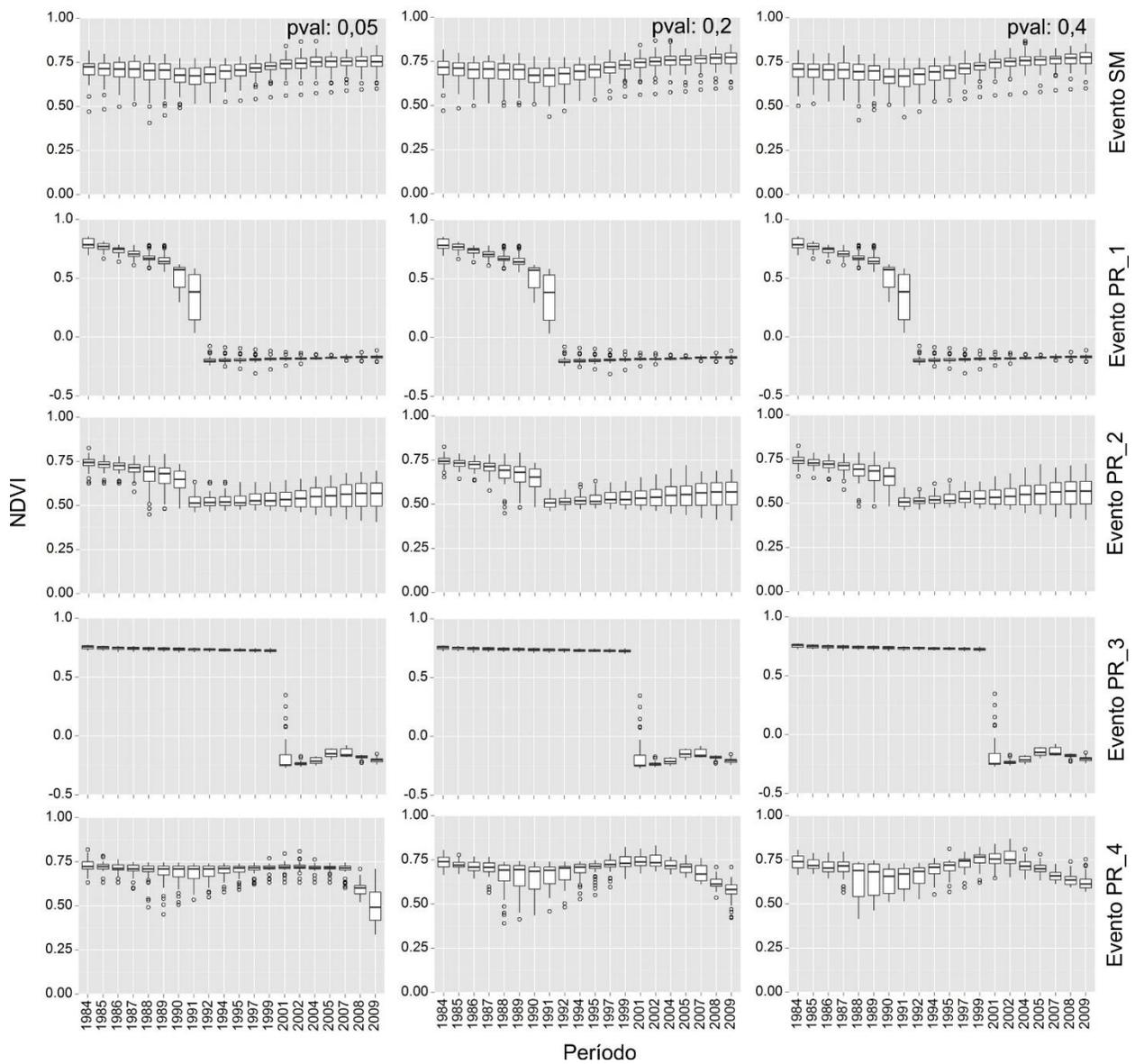


Figura 4.6 - Testes de valores do parâmetro $pval$: 0,05; $pval$:0,2 e $pval$: 0,4. Evento SM: Sem Mudança da cobertura florestal entre 1984 e 2009; e Eventos PR_1 a PR_4: Perda Rápida da floresta de várzea.

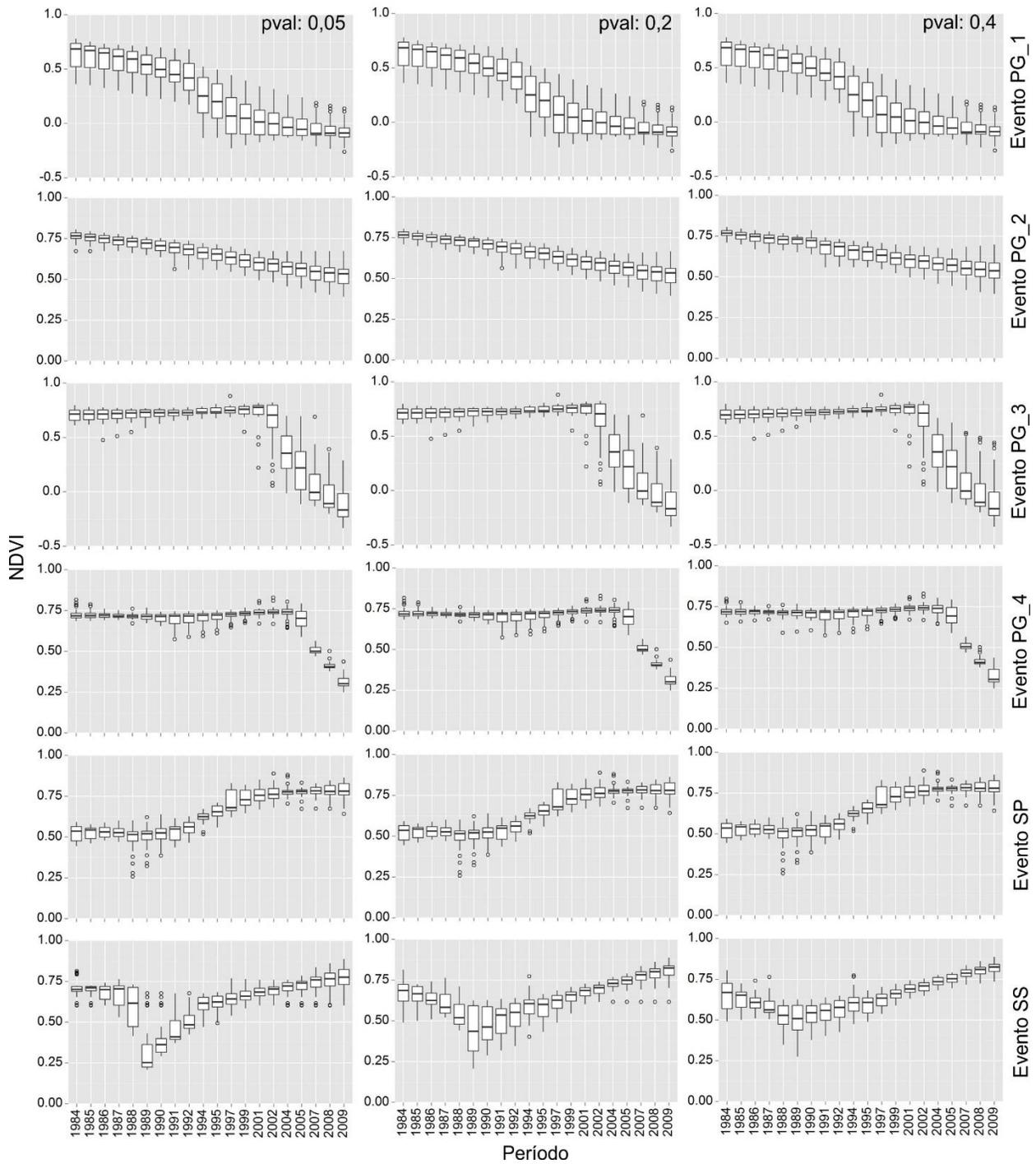


Figura 4.7 - Testes de valores do parâmetro *pval*: 0,05; *pval*:0,2 e *pval*: 0,4. Eventos PG_1 a PG_4: Perda Gradual da floresta de várzea; Evento SP: Sucessão Primária; e Evento SS: Sucessão Secundária.

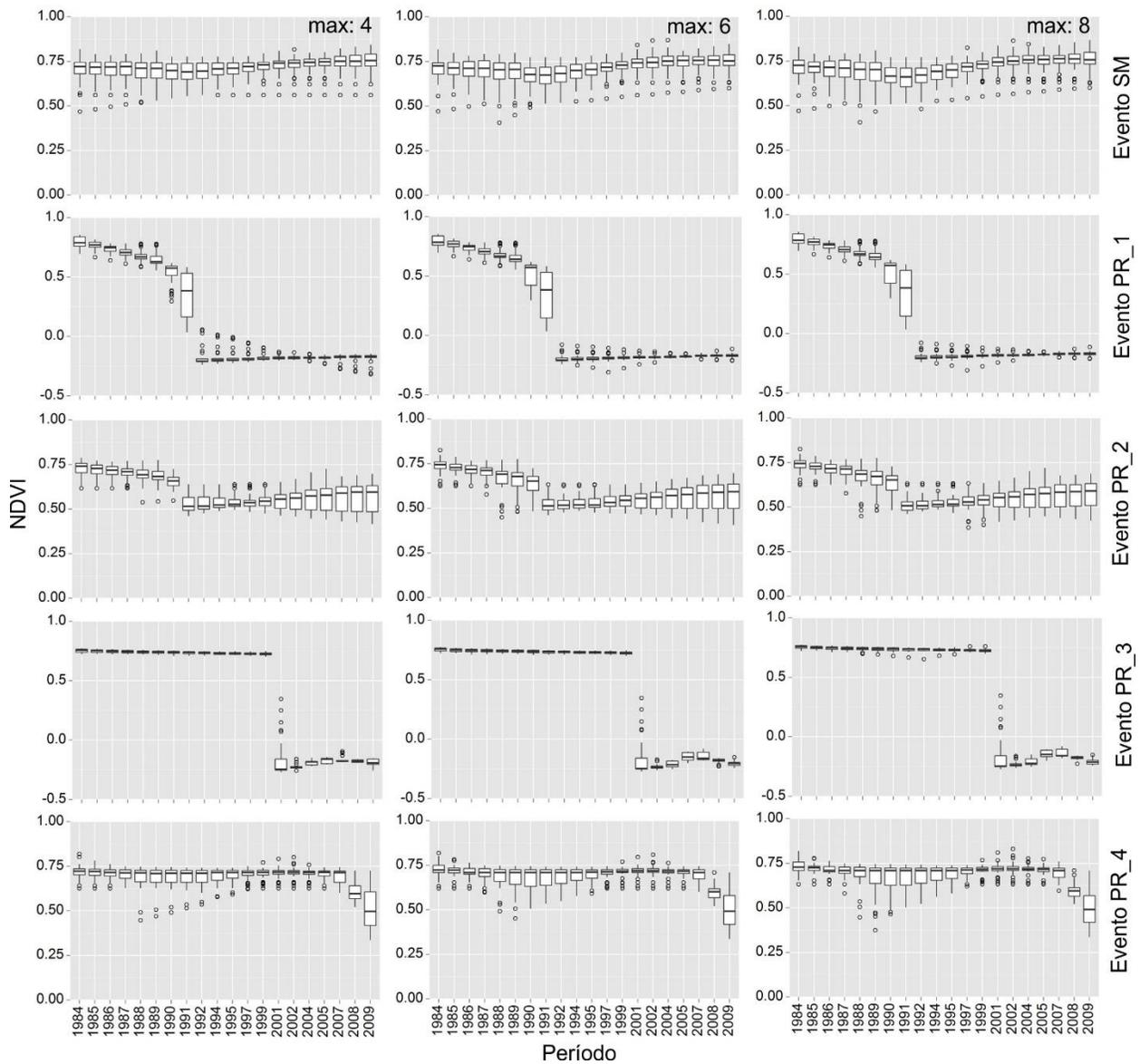


Figura 4.8 - Testes de valores do parâmetro *max segments*: 4 (*max: 4*); *max segments*: 6 (*max: 6*) e *max segments*: 8 (*max: 8*). Evento SM: Sem Mudança da cobertura florestal entre 1984 e 2009; e Eventos PR_1 a PR_4: *Perda Rápida* da floresta de várzea.

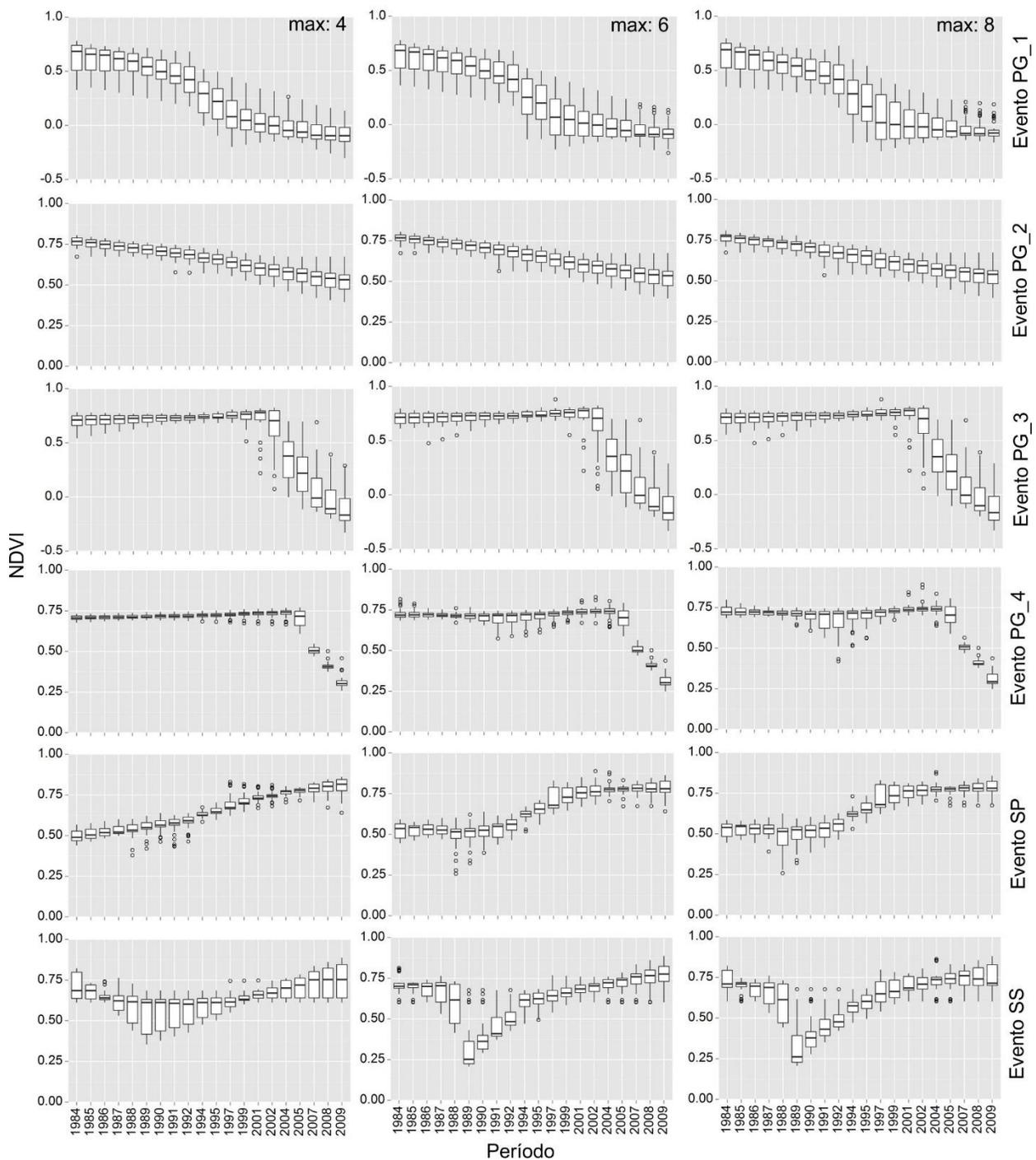


Figura 4.9 - Testes de valores do parâmetro *max segments*: 4 (*max: 4*); *max segments*: 6 (*max: 6*) e *max segments*: 8 (*max: 8*). Eventos PG_1 a PG_4: Perda Gradual da floresta de várzea; Evento SP: Sucessão Primária; e Evento SS: Sucessão Secundária.

4.5 Confiabilidade dos atributos para caracterizar a perda e desenvolvimento da cobertura florestal

Com o aumento dos valores dos parâmetros *pct_veg_loss1*, *ptc_veg_loss20* e *pct_veg_gain*, diminuiu-se a quantidade de pixels detectados como perda ou desenvolvimento da cobertura florestal, e por sua vez, a área para a qual foram gerados os atributos de duração, magnitude e ano de início dos eventos ocorridos com a floresta (Tabela 4.1; Figuras 4.10 a 4.14;). Observando a tabela, nota-se que para o melhor caso (*pct_veg_loss1*= 0,100, *ptc_veg_loss20*= 0,050 e *pct_veg_gain*= 0,100; valores menos restritivos) não foram detectados 37% da perda florestal e 31% do desenvolvimento da cobertura florestal em relação a área total apresentada pelas máscaras de perda e de desenvolvimento da cobertura florestal. Isto mostra que para muitos pixels, as trajetórias espectro-temporais tiveram valores constantes no decorrer do tempo, não revelando os eventos de perda ou de desenvolvimento da cobertura florestal.

Tabela 4.1 - Valores dos parâmetros *pct_veg_loss1*, *ptc_veg_loss20* e *pct_veg_gain* para detecção de perda e de desenvolvimento da cobertura florestal da várzea e geração dos atributos. A porcentagem foi calculada em relação a área total das máscaras de perda e desenvolvimento da cobertura florestal de várzea.

	Parâmetros			Perda		Desenvolvimento	
	<i>pct_veg_loss1</i>	<i>pct_veg_loss20</i>	<i>pct_veg_gain</i>	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
Valores	0,100	0,050	0,100	3.452	63,69	2.632	69,19
	0,200	0,100	0,150	2.753	50,80	2.064	54,25
	0,250	0,125	0,200	2.317	42,76	1.349	35,46
	0,300	0,150	0,250	1.956	36,10	769	20,22
	0,350	0,200	0,300	1.577	29,10	408	10,74

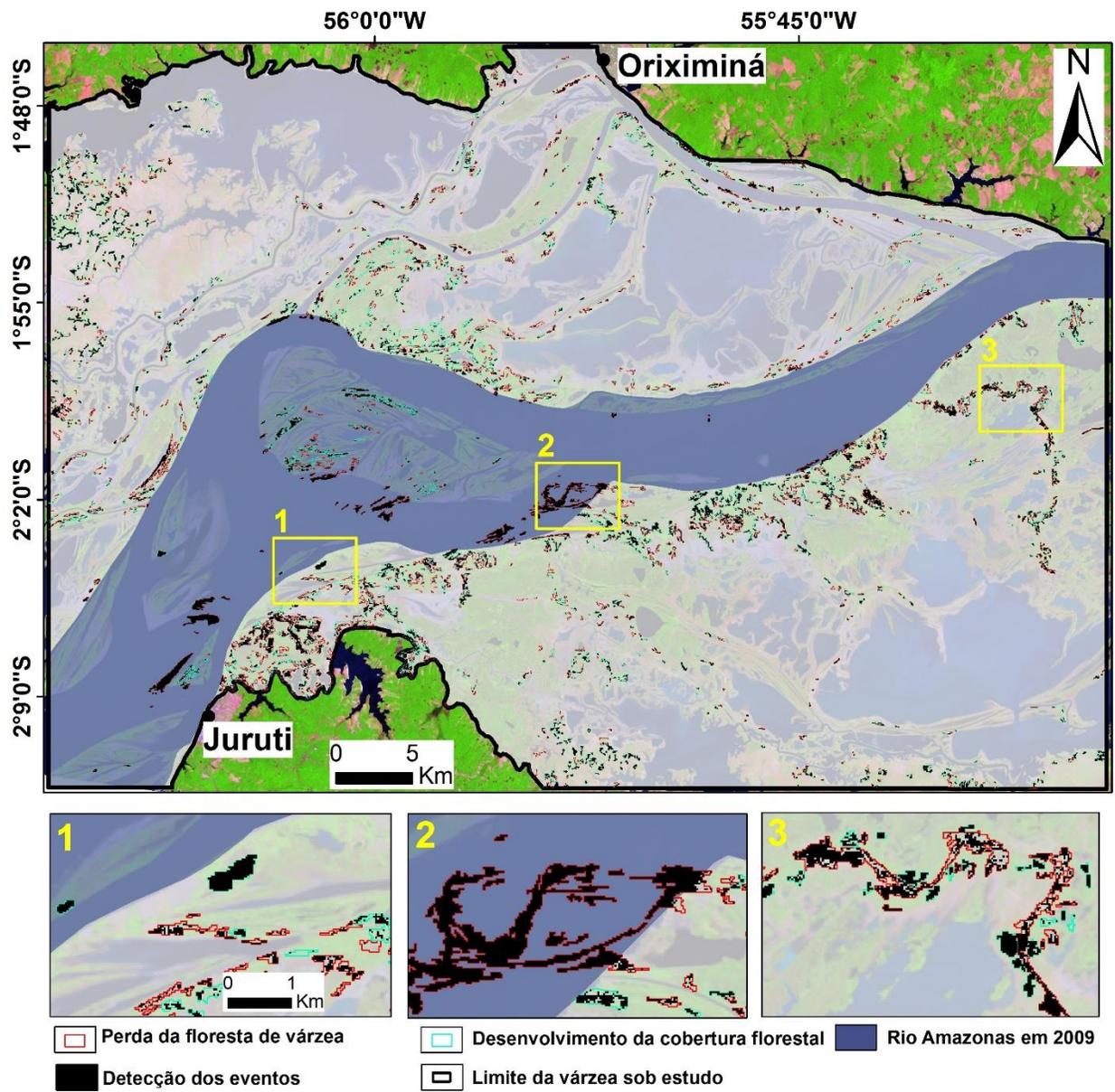


Figura 4.10 – Locais de perda e de desenvolvimento em que foram gerados os atributos com base nos parâmetros $pct_veg_loss1= 0,100$; $pct_veg_loss2= 0,050$; e $pct_veg_gain= 0,100$.

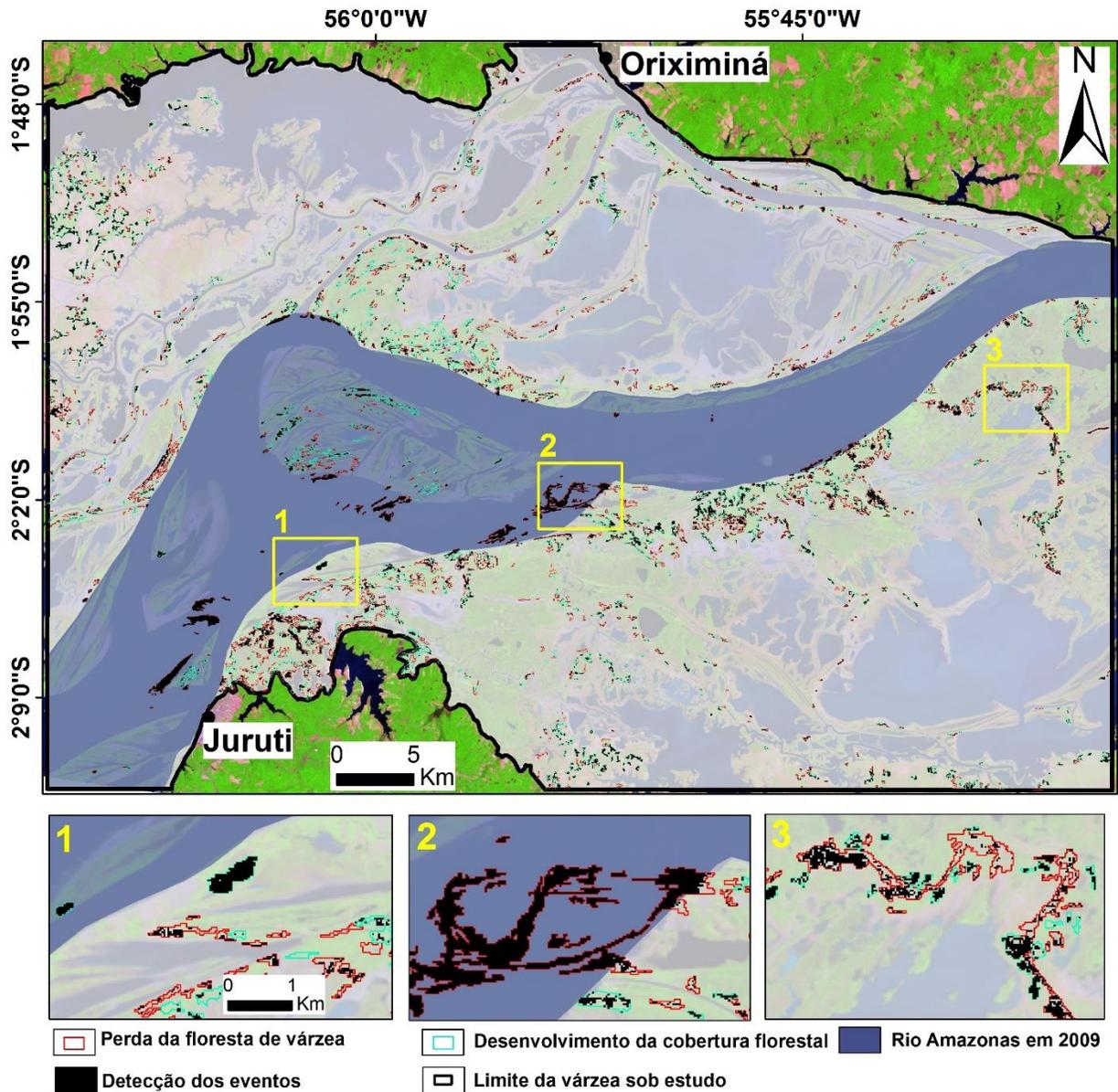


Figura 4.11 – Locais de perda e de desenvolvimento em que foram gerados os atributos com base nos parâmetros $pct_veg_loss1= 0,200$; $pct_veg_loss20= 0,100$; e $pct_veg_gain= 0,150$.

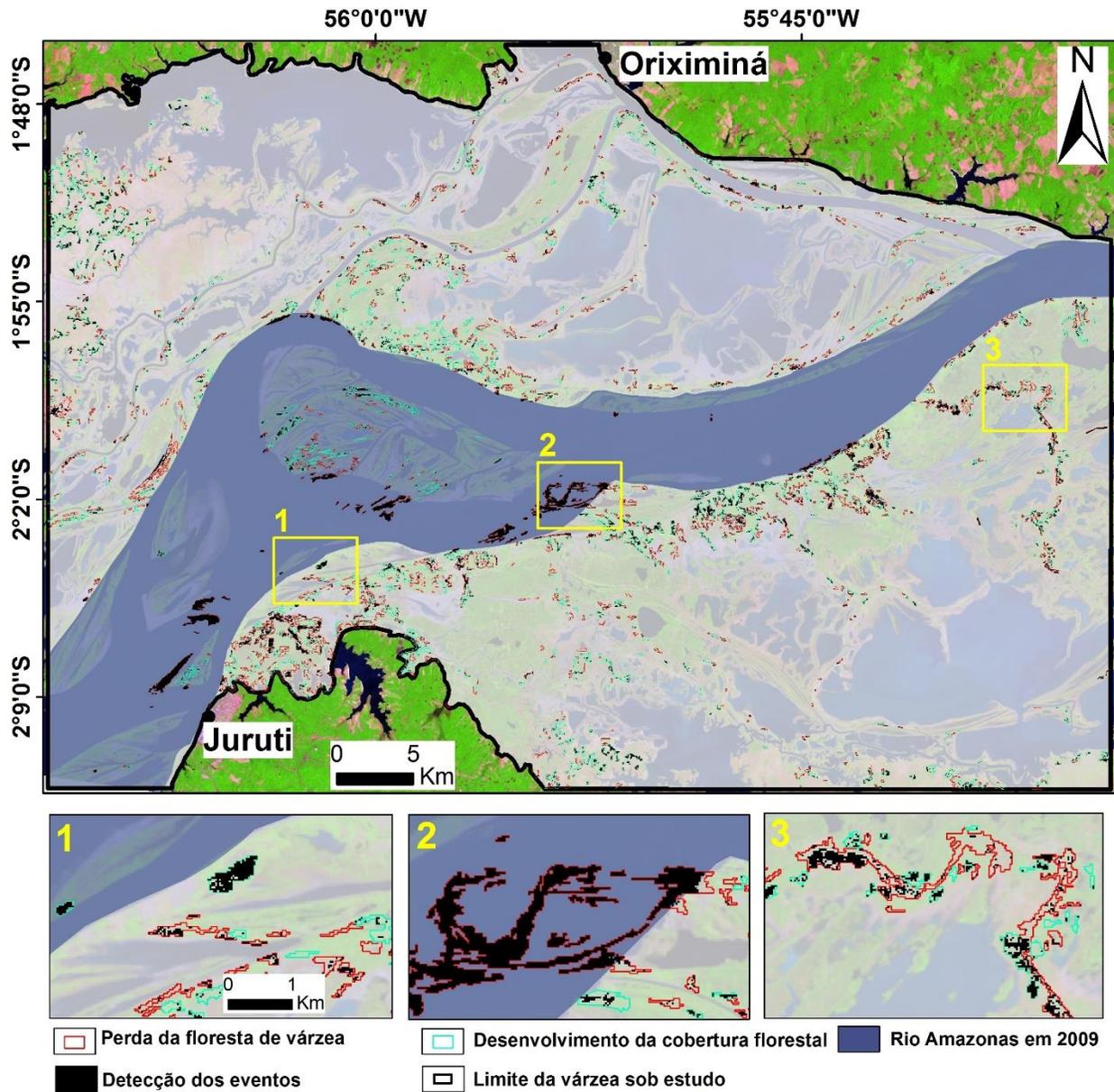


Figura 4.12 - Locais de perda e de desenvolvimento em que foram gerados os atributos com base nos parâmetros $pct_veg_loss1= 0,250$; $pct_veg_loss2= 0,125$; e $pct_veg_gain= 0,200$.

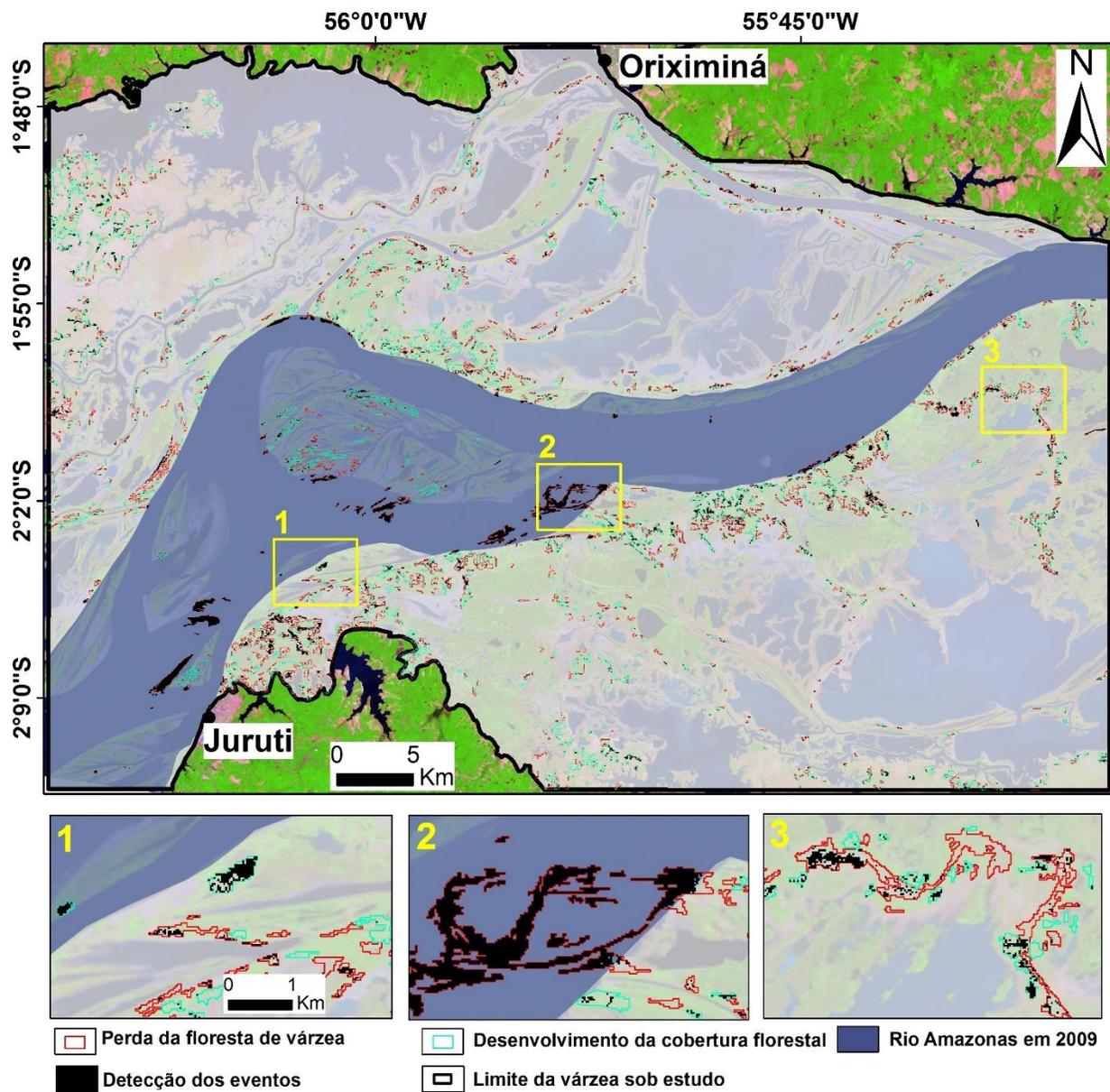


Figura 4.13 - Locais de perda e de desenvolvimento em que foram gerados os atributos com base nos parâmetros $pct_veg_loss1= 0,300$; $pct_veg_loss2= 0,150$; e $pct_veg_gain= 0,250$.

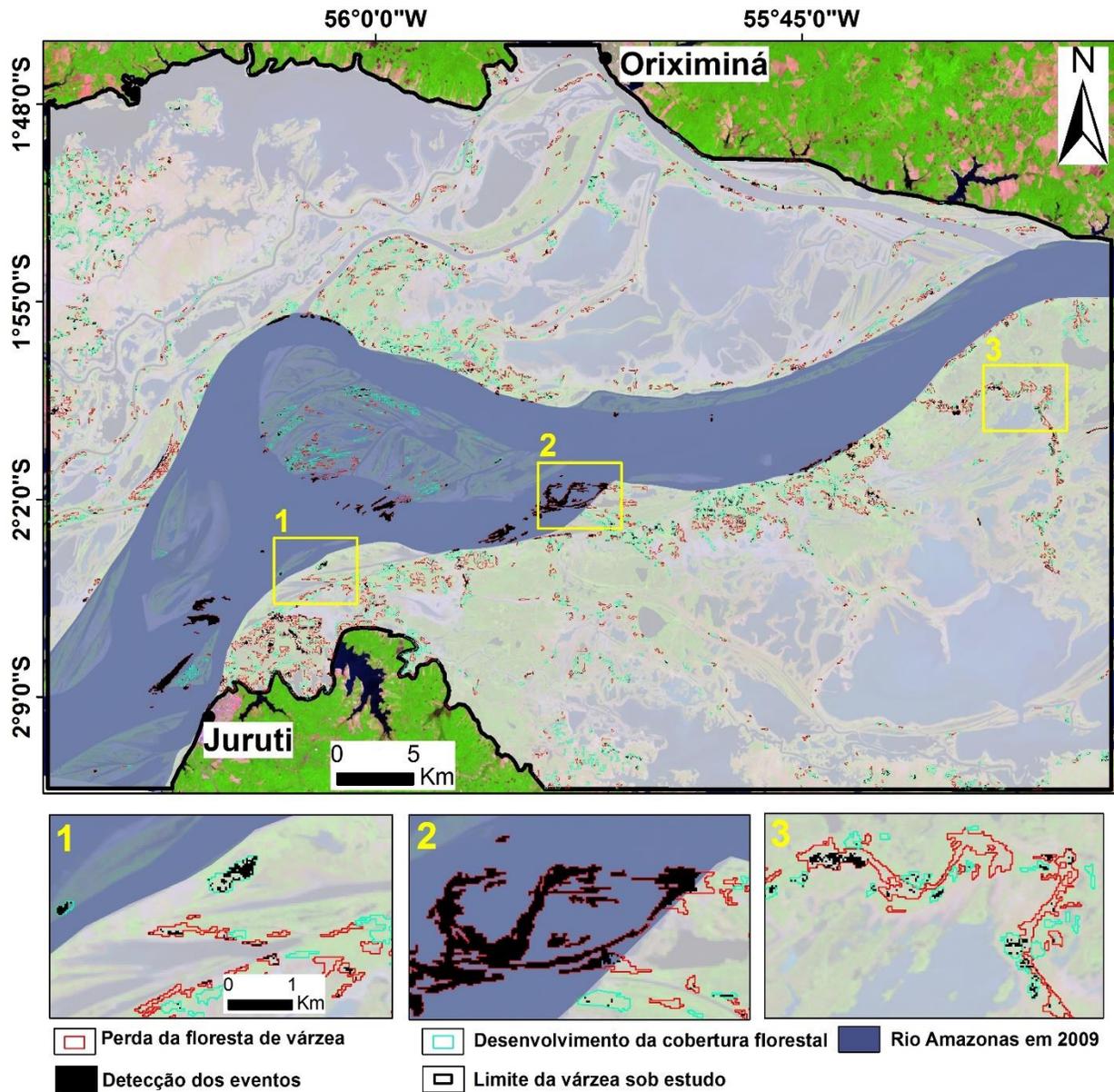


Figura 4.14 - Locais de perda e de desenvolvimento em que foram gerados os atributos com base nos parâmetros $pct_veg_loss1= 0,350$; $pct_veg_loss2= 0,200$; e $pct_veg_gain= 0,300$.

O mapa de confiabilidade da geração dos atributos demonstra menor nível de confiabilidade para perda e desenvolvimento da cobertura florestal no interior da várzea, e maior confiabilidade na área do canal do rio Amazonas (Figura 4.15). Os menores níveis de confiabilidade na geração dos atributos para o interior da várzea

podem levar a errônea caracterização dos eventos de perda e desenvolvimento da cobertura florestal entre 1984 e 2009.

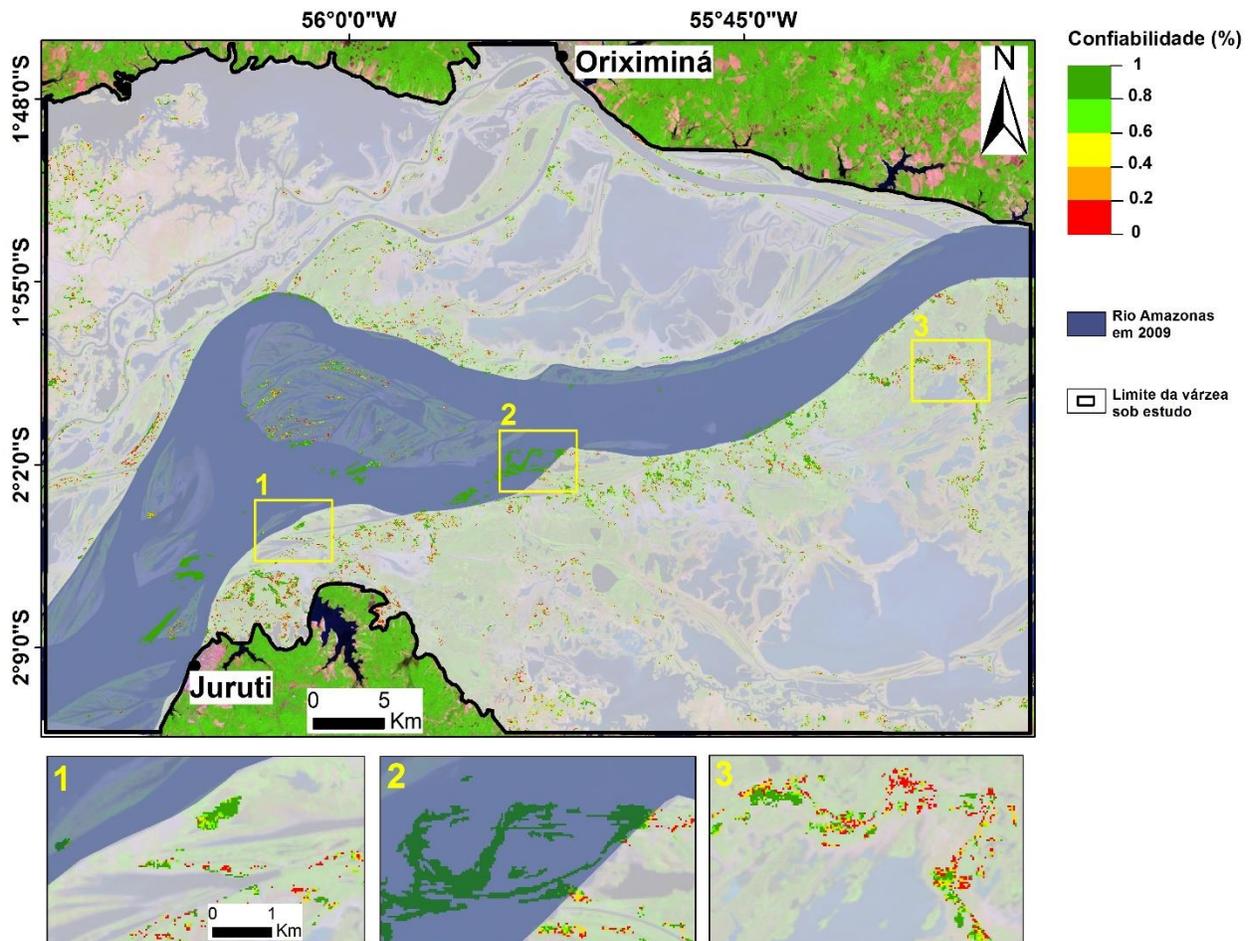


Figura 4.15 - Mapa de confiabilidade na geração de atributos dos segmentos das trajetórias espectro-temporais.

A Figura 4.16 mostra a frequência de cada nível de confiabilidade dos atributos que caracterizaram a perda e desenvolvimento da cobertura florestal de várzea. Cabe destacar, que nesta análise foi separada a área do canal do rio Amazonas da área do interior da várzea. Observa-se que os atributos de perda e desenvolvimento da cobertura florestal na área do canal do rio Amazonas tiveram as maiores frequências do nível de confiabilidade em 1 e 0,8, respectivamente. A soma das frequências dos dois maiores níveis confiabilidade (0,8 e 1) nas margens do rio Amazonas resulta em caracterização de 97% da área de perda com alto nível de confiabilidade, e 65% da

área de desenvolvimento da cobertura florestal. Baseado nestes resultados, caracterizar a perda e desenvolvimento da cobertura florestal na área do canal do rio Amazonas é mais confiável do que no interior da várzea, uma vez que os eventos no rio Amazonas são mais pronunciados (e.g. conversão da floresta de várzea para corpo d'água).

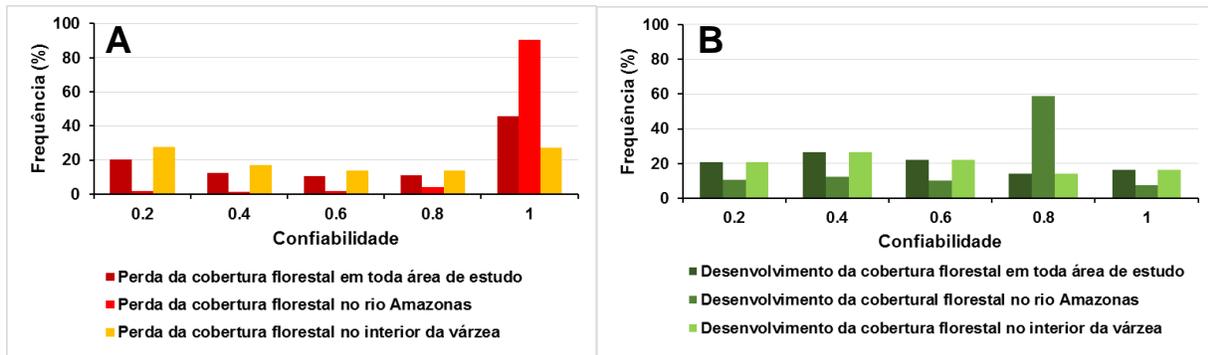


Figura 4.16 - Frequência do nível de confiabilidade da geração dos atributos que caracterizam a perda e desenvolvimento da cobertura florestal de várzea. A e B) Nível de confiabilidade da geração dos atributos para a perda e desenvolvimento da cobertura florestal, respectivamente.

A menor duração de perda da floresta foi relacionada a rápidos processos naturais ou ações antrópicas (e.g. erosão fluvial e desmatamento, respectivamente) (Figura 4.17 A). Já a maior duração foi associada à perda gradual da floresta de várzea nas margens do rio Amazonas, devido à elevada resistência à erosão fluvial, e também ao nascimento e crescimento da cobertura florestal (Figura 4.17 B), segundo estágios de sucessão florestal que se processam ao longo de várias décadas (WORBES, 1997).

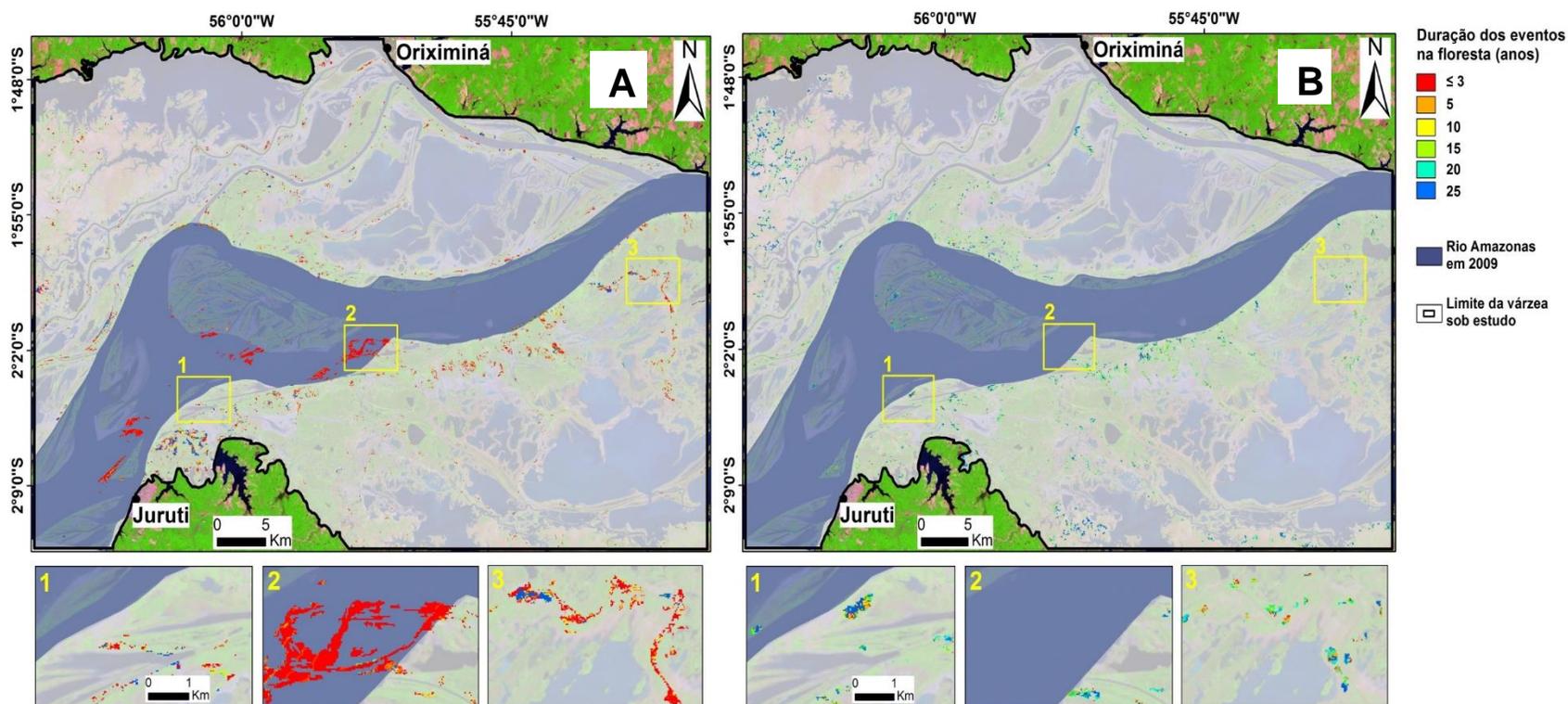


Figura 4.17 – Caracterização da duração da perda e desenvolvimento da cobertura floresta de várzea. A e B) Duração da perda e desenvolvimento da cobertura florestal de várzea, respectivamente. Imagem Landsat/TM de 23/10/2009 com composição colorida R5, G4, B3.

Observa-se que a perda da floresta de várzea foi mais frequente em durações menores que três anos (Figura 4.18), embora a segunda maior frequência corresponda a longas durações das perdas florestais (25 anos). Também, o desenvolvimento da cobertura florestal teve maior frequência de durações de 25 anos (52%).

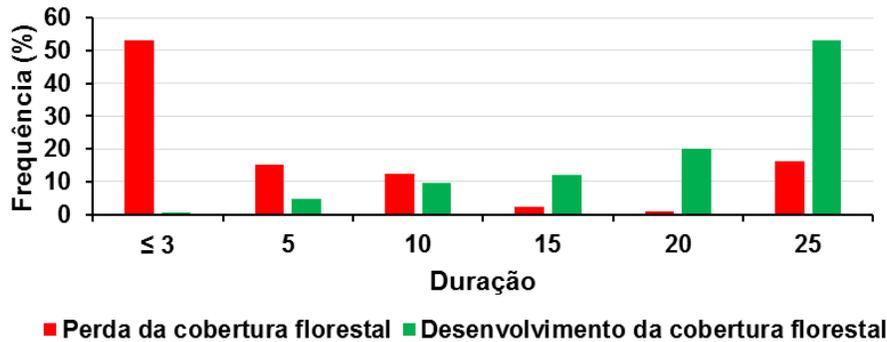


Figura 4.18 - Duração da perda e desenvolvimento da cobertura florestal de várzea.

As maiores magnitudes de perda da floresta de várzea foram observadas no canal do Rio Amazonas, e as menores, no interior da várzea (Figura 4.19 A). As magnitudes negativas indicaram o desenvolvimento da cobertura florestal, que se deu de modo heterogêneo sobre a várzea (Figura 4.19 B). Em relação à perda da floresta de várzea, as magnitudes entre 0,1 e 0,4 foram as mais frequentes, e entre 0,6 e 1,2 as menos frequentes (Figura 4.20). O desenvolvimento da cobertura florestal foi mais frequente com magnitudes entre -0,1 e -0,4, indicando o crescimento de cobertura vegetal que se encontra no estágio de sucessão inicial, quando comparado aos locais com magnitudes de -0,41 a -0,6, indicativas de um estágio de sucessão mais avançado.

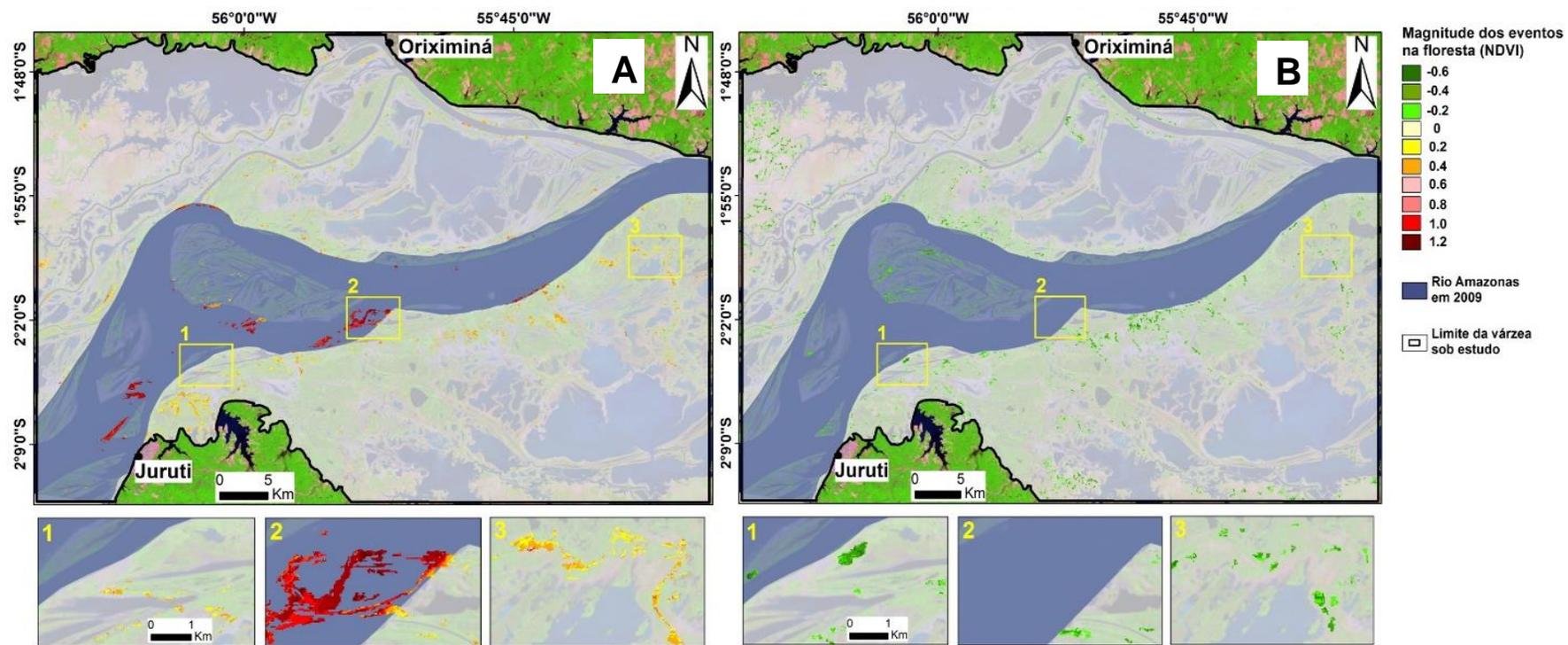


Figura 4.19 - Caracterização da magnitude da perda e desenvolvimento da cobertura floresta de várzea. A e B) Magnitude da perda e desenvolvimento da cobertura florestal de várzea, respectivamente. Imagem Landsat/TM de 23/10/2009 com composição colorida R5, G4, B3.

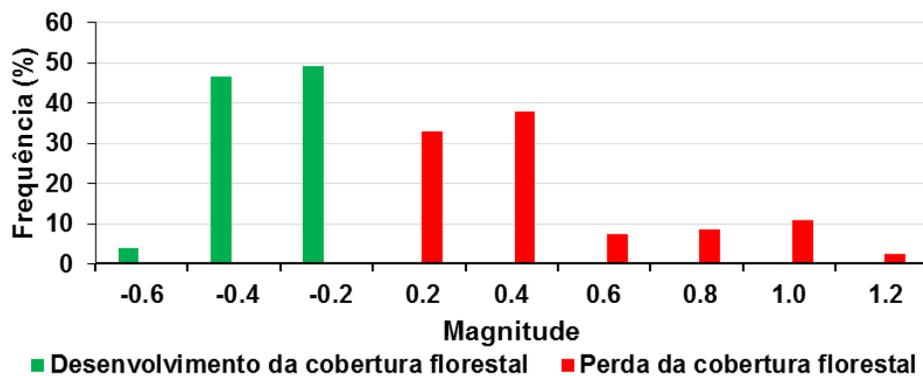


Figura 4.20 - Magnitude da perda e desenvolvimento da cobertura florestal.

O início da perda e desenvolvimento da cobertura florestal ocorreram em diversos anos da série temporal analisada (Figura 4.21 A e B). Nota-se predominância da perda florestal nos primeiros anos da série temporal, com diminuição principalmente a partir de 1991 (Figura 4.22). A perda da floresta não foi contínua; alguns anos possuem pequena perda florestal (e.g. 1986, 1992, 1993 e 1995). A ano de início de desenvolvimento da cobertura florestal ocorreu predominantemente nos anos de 1985, 1989 e 1992, com pequena expressão nos demais anos da série.

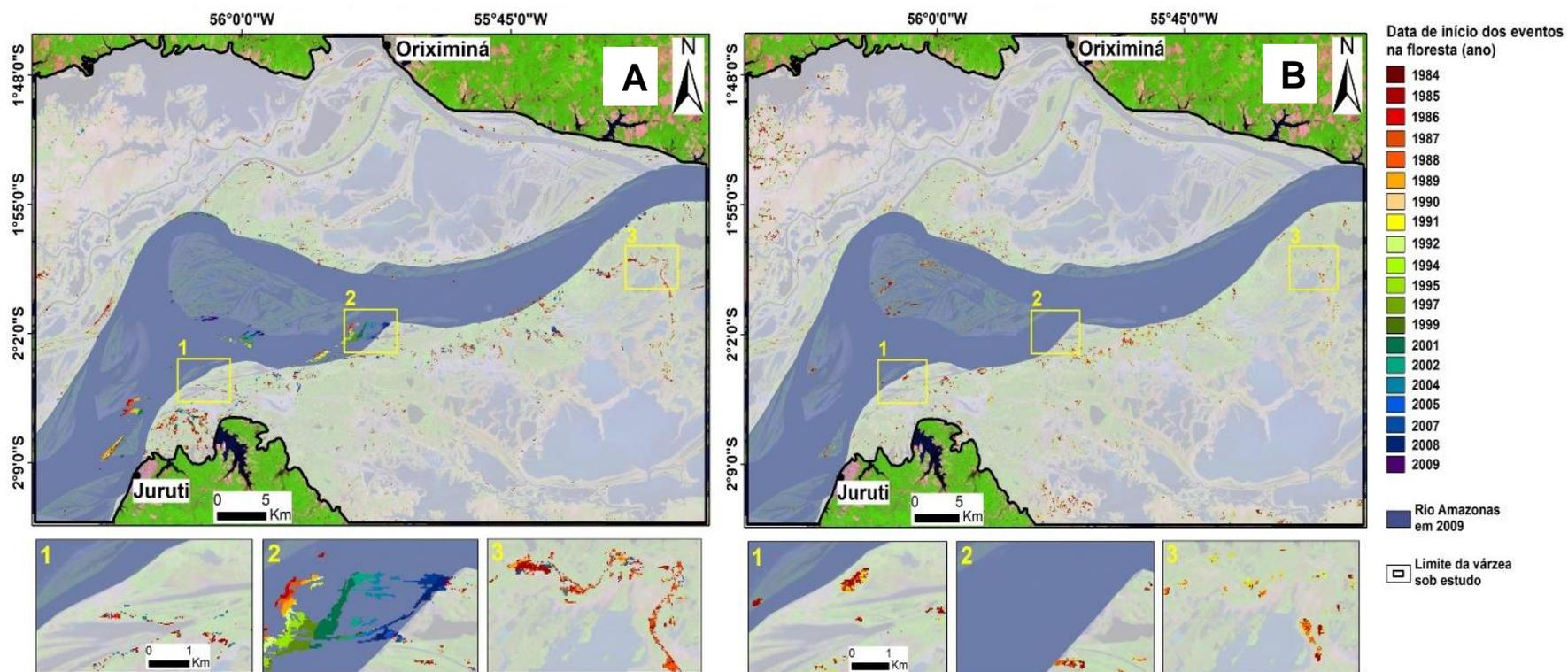


Figura 4.21 - Caracterização da ano de início da perda e desenvolvimento da cobertura floresta de várzea. A e B) Ano de início da perda e desenvolvimento da cobertura florestal de várzea, respectivamente. Imagem Landsat/TM de 23/10/2009 com composição colorida R5, G4, B3.

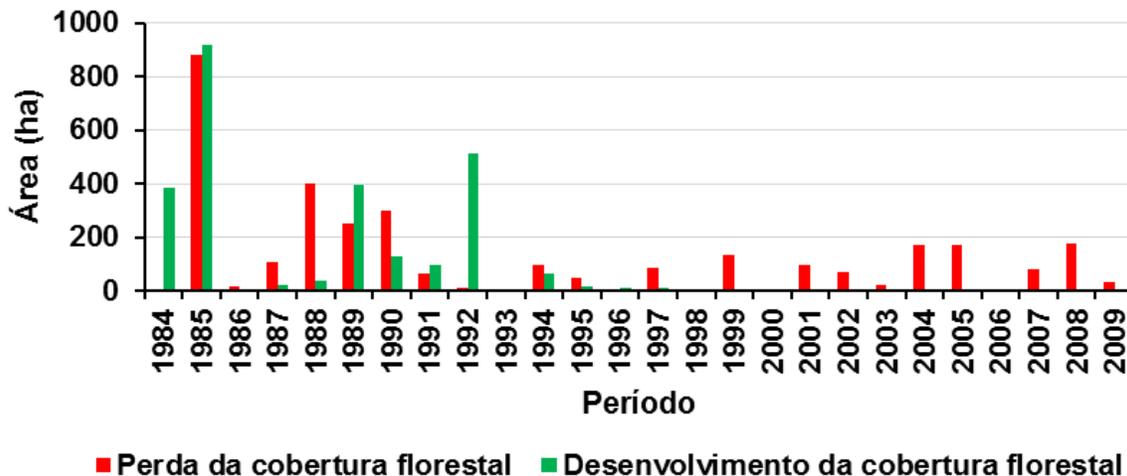


Figura 4.22 - Ano de início da perda e desenvolvimento da cobertura florestal.

Com esses resultados, observa-se que a perda da cobertura florestal foi maior na década de 1980 do que no restante da série temporal, o que pode estar ligado ao aumento do rebanho bovino e bubalino na várzea (MCGRATH et al. 1993). Já a partir da década de 1990, muitas áreas de pastagem parecem ter sido consolidadas, levando à diminuição da perda florestal. Além disso, após a queda da produção de juta em 1990 (WinklerPrins, 2006), a pesca e agricultura tiveram grande papel na renda da população ribeirinha (e.g. na ilha de Ituqui, ADAMS et al. 2005). Desta forma, indica-se que o cenário econômico a partir de 1990 para a população da várzea não estava favorável à remoção das florestas de várzea, e conversão destas áreas para geração de produtos comerciáveis. Adicionalmente, a partir da década de 1990 muitas pessoas deixaram a várzea em busca de trabalhos assalariados na cidade (e.g. Santarém) (ADAMS et al. 2005). Isto também, contribuiu na diminuição perda florestal da várzea.

O desenvolvimento da cobertura florestal também foi maior na década de 1980, sendo drasticamente reduzido no restante da série temporal; isto pode estar associado: 1) as áreas de pastagens que nunca foram abandonadas ou convertidas para agricultura de subsistência; 2) maior erosão do rio Amazonas nas décadas de 1990 e 2000, impedindo a sucessão secundária (GLOOR et al. 2013); e 3) aumento do tempo de duração da inundação a partir da década de 2000, dificultando a sucessão primária ou secundária. Além disso, áreas com plantação de juta ou agricultura esgotam os

nutrientes dos solos de várzea no decorrer do tempo, sendo praticado o pousio por 2 ou 3 anos a fim de recuperar seus nutrientes através das cheias (ADAMS et al. 2005). Entretanto, devido o cenário econômico a partir de 1990 não favorecer a reutilização das áreas para gerar produtos comerciais, tais áreas foram abandonadas dando sequência ao processo de regeneração florestal (sucessão secundária, por exemplo ano de 1992). Cabe ressaltar, que a década que na década de 1990 o Brasil atravessou crise econômica e política o que provocou a redução drástica de capital para investimento em agricultura, com o abandono de áreas inicialmente desflorestadas para a ocupação pecuária.

O programa Global Forest Watch (GFW, HANSEN et al. 2013) disponibiliza informações de perda (remoção da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra) e ganho da cobertura florestal (sucessão primária) entre o período 2001 e 2012, para todo o globo. Tais informações, foram geradas para cada pixel a partir de imagens Landsat/ETM+. Comparando-se a perda e ganho da cobertura florestal do presente estudo (ganho= sucessão primária e secundária) com os dados fornecidos pelo GFW, no período entre 2001 e 2009, que consistiu no período de coincidência entre as séries temporais analisadas, nota-se diferenças de áreas detectadas (Figura 4.23 A e B).

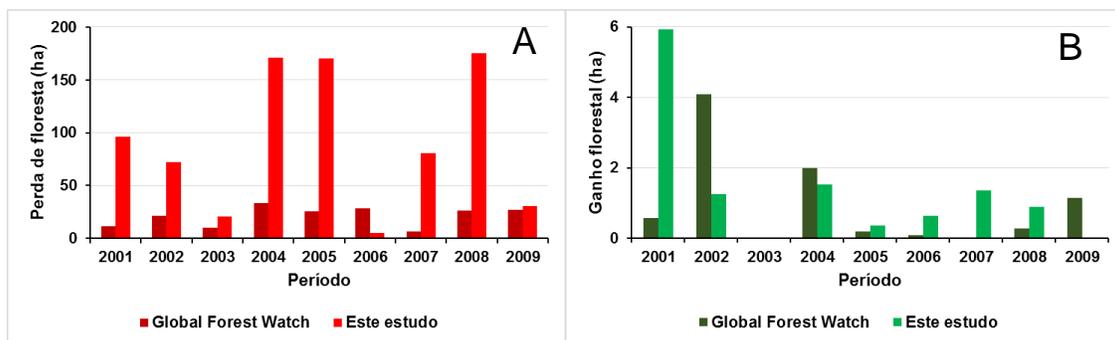


Figura 4.23 - Comparação entre a perda e ganho da cobertura florestal entre o presente estudo e o fornecido pelo Global Forest Watch (GFW). (A e B) Perda e ganho da cobertura florestal anualmente, estabelecida no presente estudo e pelo GFW entre 2001 e 2009.

Observa-se que o método utilizado neste estudo detectou expressivamente maiores áreas de perda florestal do que pelo GFW. Embora ocorridas omissões na detecção

das áreas de perda da floresta pelo algoritmo LandTrendr, ainda foram obtidos resultados diferentes do que disponibilizados pela GFW. Assim, nota-se incertezas na detecção das áreas de perda e ganho da cobertura florestal de várzea. Não obstante as diferenças metodológicas entre este estudo e o da GFW, é importante que o usuário deve ter cautela no uso dos dados gerados em escala global, a fim de não estimar erroneamente áreas com mudanças na cobertura florestal.

O uso do algoritmo LandTrendr pode ter algumas limitações, além daquelas apresentadas por Kennedy et al. (2010). Há possibilidade de que algumas áreas, principalmente no interior da várzea, ocupadas por florestas não sejam bem representadas pelas trajetórias espectro-temporais, construídas por regressão linear simples. Talvez modelos não lineares (e.g. polinomiais de “n” ordens) sejam os mais adequados para reconstruir a história de mudanças. Além disso, embora o índice de vegetação NDVI tenha sido o mais adequado para detectar os eventos ocorridos com a floresta, este não foi suficientemente sensível para detectar mudanças sutis da cobertura florestal (variações menores que 0,1 de NDVI). Índices de vegetação específicos para a floresta de várzea poderiam otimizar a detecção das mudanças florestais.

No que se refere à utilização de série temporal de imagens Landsat TM e ETM+, não foram evidenciados problemas radiométricos, espectrais ou de iluminação solar. Embora minimizados estes problemas pela aquisição das imagens no mesmo período (setembro a novembro) do decorrer da série temporal, não se pode descartar que os efeitos nuvem e sombra de nuvem tenham sido subestimados em alguns pixels. Estas interferências atmosféricas podem levar a construção de falsas trajetórias espectro-temporais, caso se mantiverem por alguns anos no mesmo pixel.

4.6 Eventos ocorridos com a floresta de várzea

Por meio da interpretação visual da série temporal de imagens, os eventos PRN e PGN mostraram perda da floresta de várzea de modo rápido e gradual, respectivamente, e foram causados por erosão do canal do rio Amazonas, de modo que boa parte dos

terrenos marginais do canal foram convertidos em canal fluvial por seu alargamento, dando origem ao fenômeno de terras caídas (Figura 4.24 e 4.25). Nota-se que o ano de início da perda da floresta destes eventos, mostrado no mosaico da série temporal de imagens, coincide com o exposto pela trajetória espectro-temporal (ajustada). Os eventos PRA e PGA demonstraram a perda da floresta de várzea de modo rápido e gradual, respectivamente, com conversão para pastagem ou solo exposto, por causas antrópicas, revelado pela forma geométrica quase retangular e por possibilitar o acesso do gado bovino aos corpos d'água (Figura 4.26 e 4.27).

O evento SS indicou perda rápida da floresta de várzea, seguida de mudanças na cobertura da terra, dadas pelo solo exposto e regeneração da cobertura florestal, respectivamente (Figura 4.28). O evento SP mostrou crescimento da cobertura florestal, no canal do rio Amazonas, a qual possuiu solo exposto em 1984 (Figura 4.29). Observa-se que o crescimento florestal foi gradativo ao longo dos 25 anos analisados encontrando-se atualmente em estágio de sucessão florestal intermediário (WORBES, 1997). Por fim, o evento SM mostrou a permanência da floresta de várzea no decorrer do tempo (Figura 4.30), apresentando valores constante de NDVI no decorrer do tempo. Entretanto, cabe lembrar que a amplitude média interanual do valor de NDVI com duração de um ano no evento *Sem Mudança* da cobertura florestal entre 1984 e 2009 foi de 0,25.

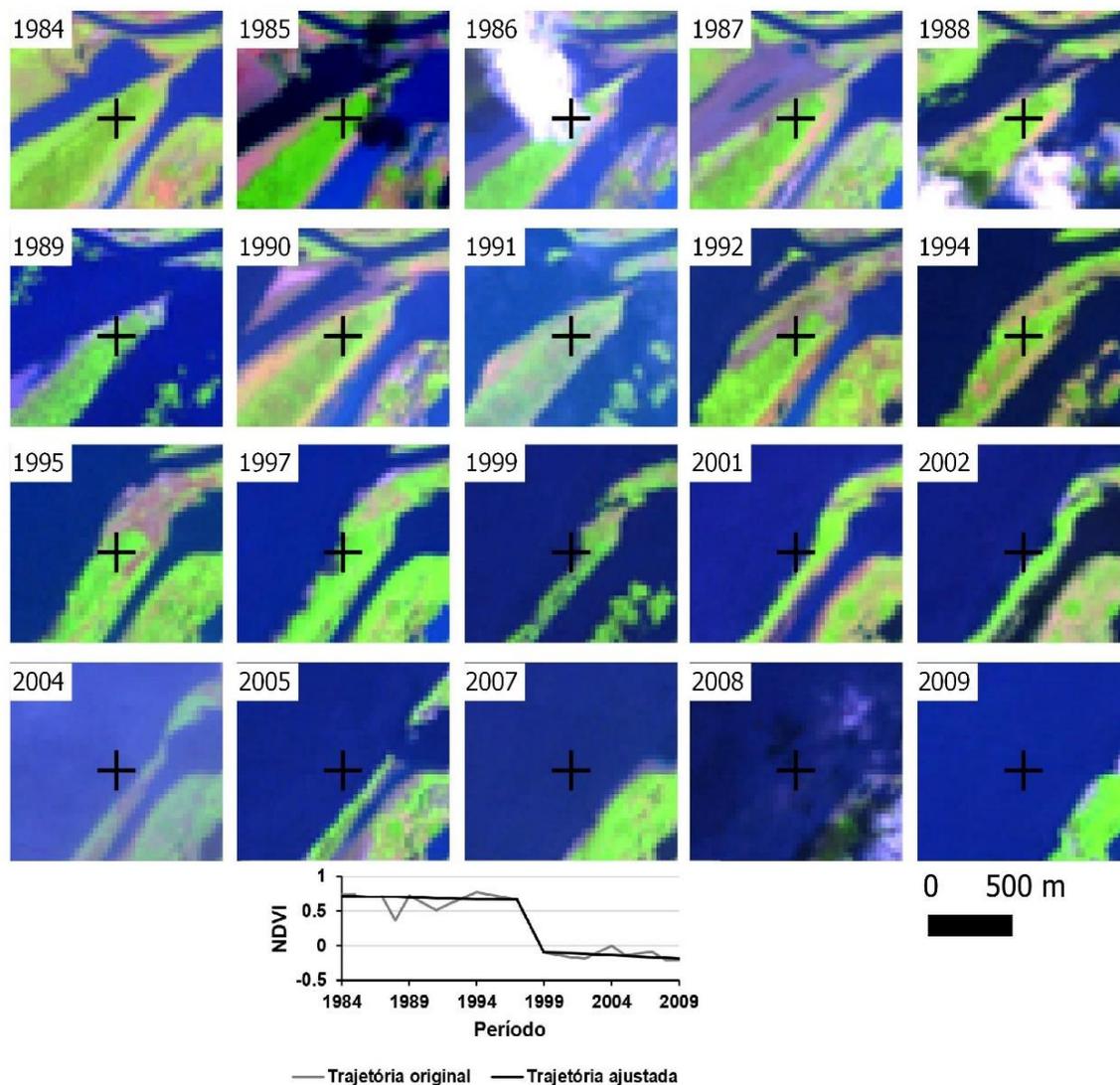


Figura 4.24 - Mosaico da série temporal de imagens Landsat referente ao pixel de extração da trajetória espectro-temporal associada a perda rápida da floresta de várzea causada por erosão da ilha (evento PRN). Imagens com composição colorida R5, G4, B3.

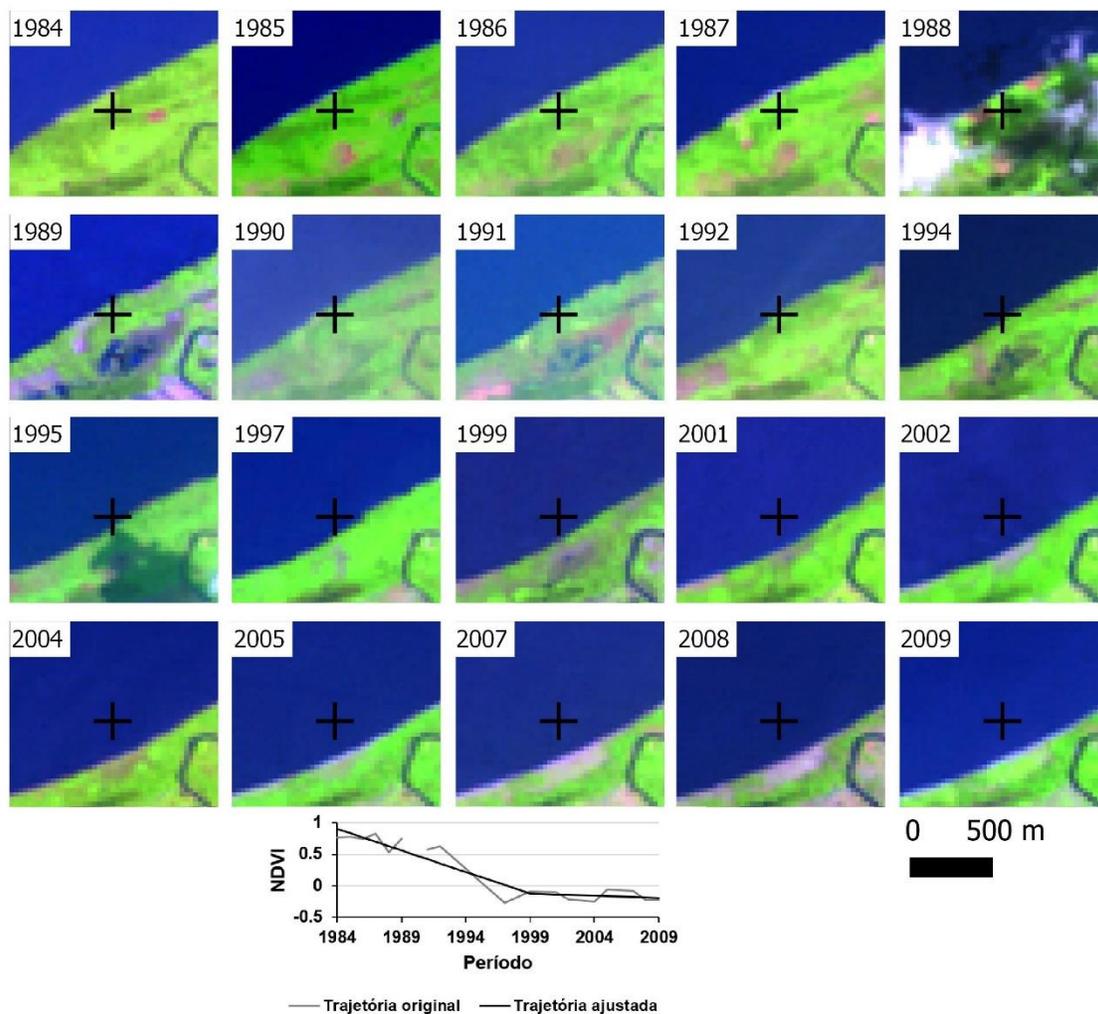


Figura 4.25 - Mosaico da série temporal de imagens Landsat referente ao pixel de extração da trajetória espectro-temporal associada a perda gradual da floresta de várzea causada por erosão da margem do canal (evento PGN). Imagens com composição colorida R5, G4, B3.

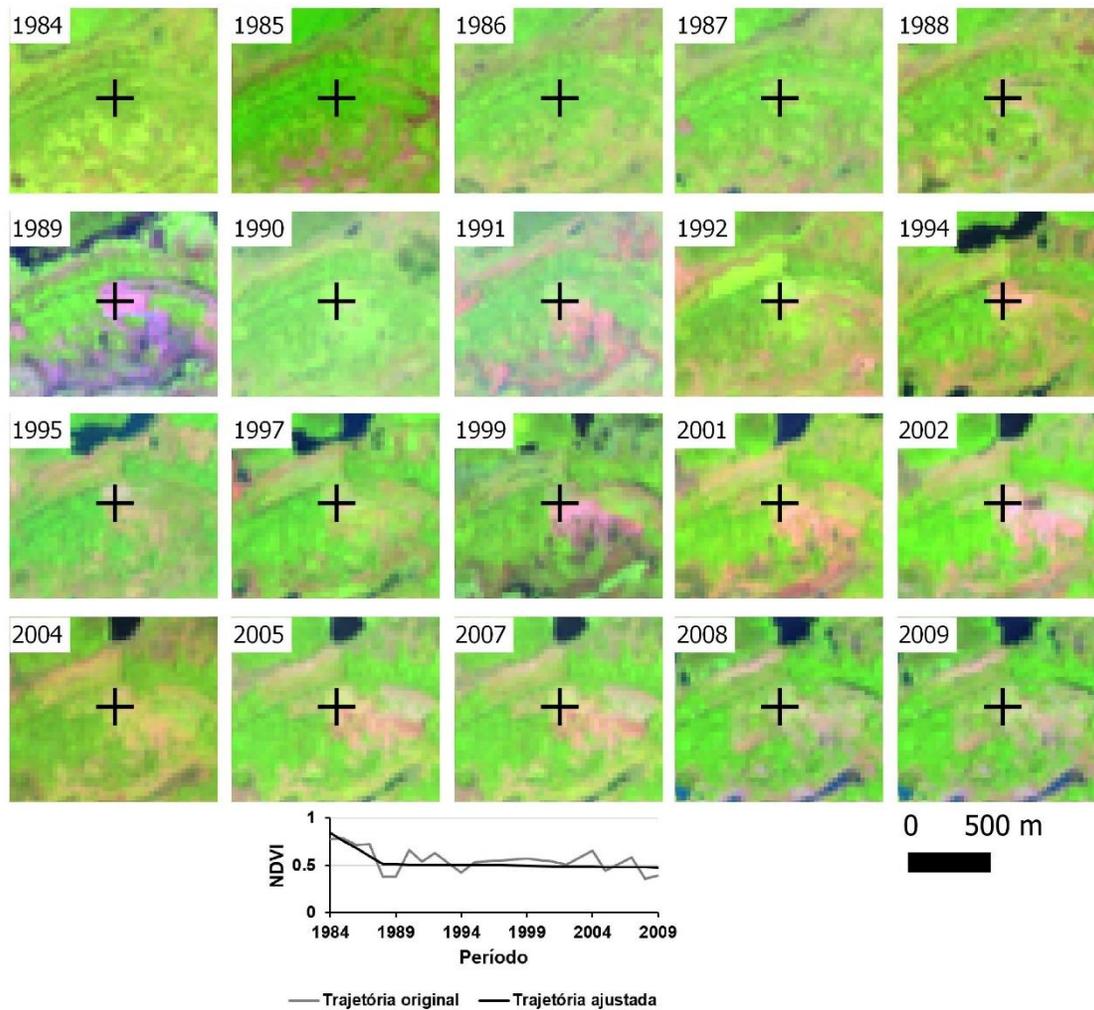


Figura 4.26 - Mosaico da série temporal de imagens Landsat referente ao pixel de extração da trajetória espectro-temporal associada a perda rápida da floresta de várzea causada por ação antrópica (evento PRA). Imagens com composição colorida R5, G4, B3.

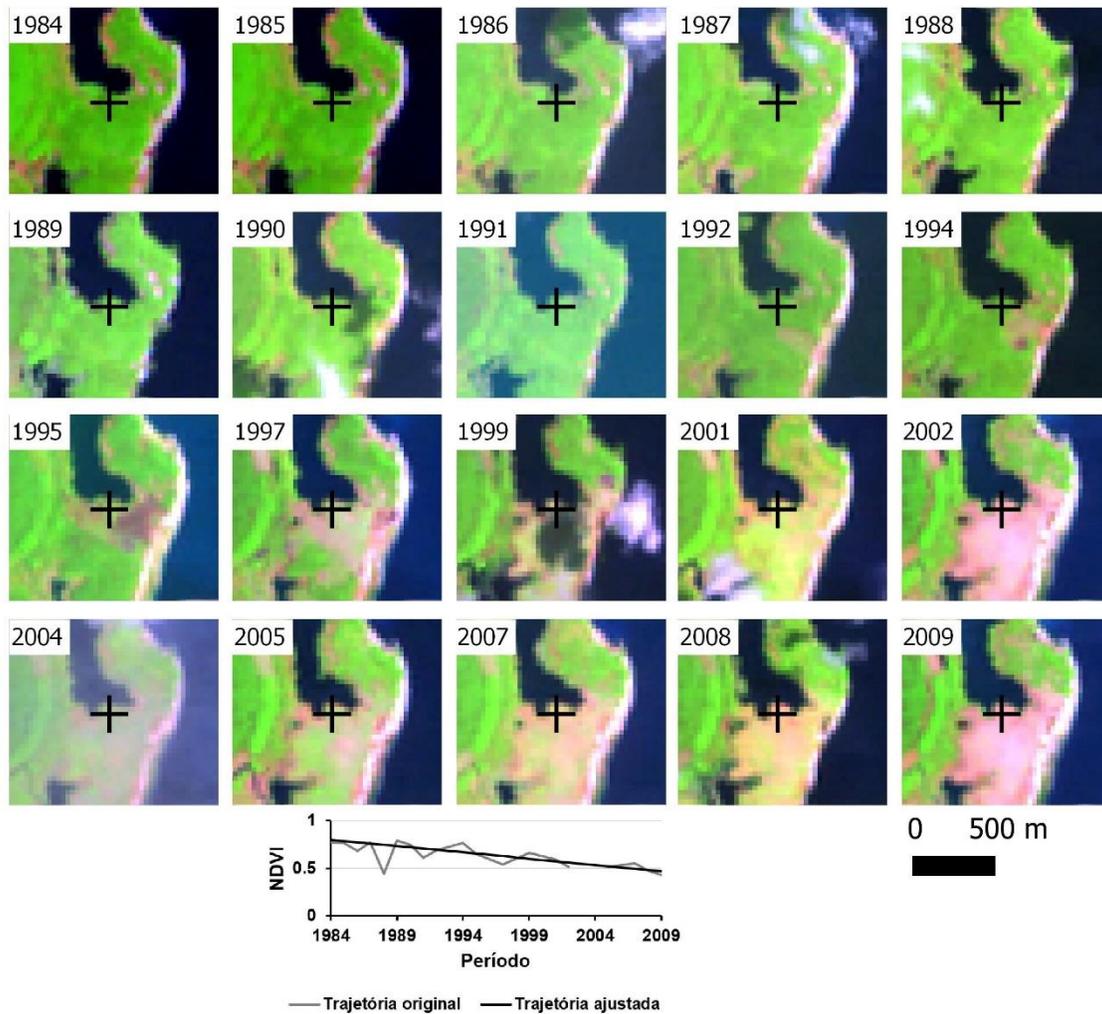


Figura 4.27 - Mosaico da série temporal de imagens Landsat referente ao pixel de extração da trajetória espectro-temporal associada a perda gradual da floresta de várzea causada por ação antrópica (evento PGA). Imagens com composição colorida R5, G4, B3.

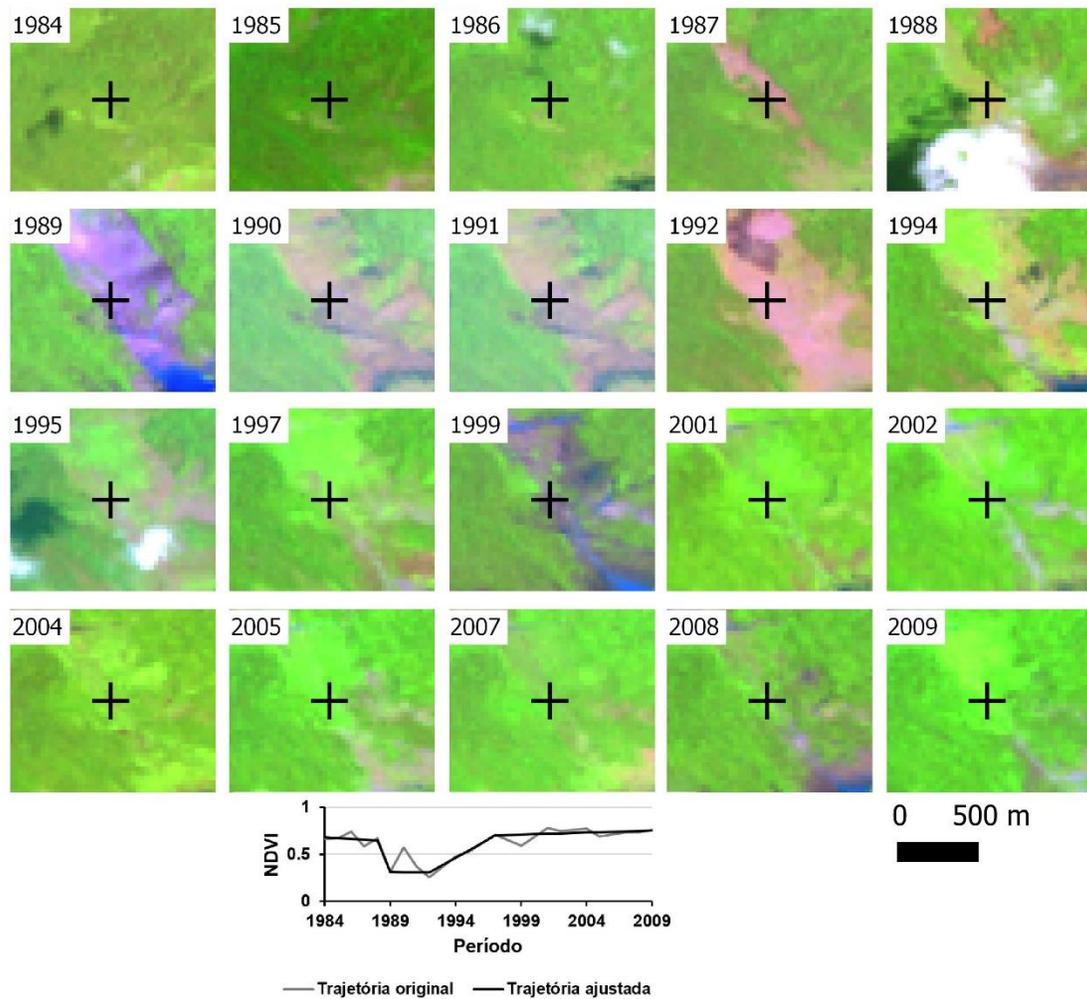


Figura 4.28 - Mosaico da série temporal de imagens Landsat referente ao pixel de extração da trajetória espectro-temporal associada a sucessão secundária (evento SS). Imagens com composição colorida R5, G4, B3.

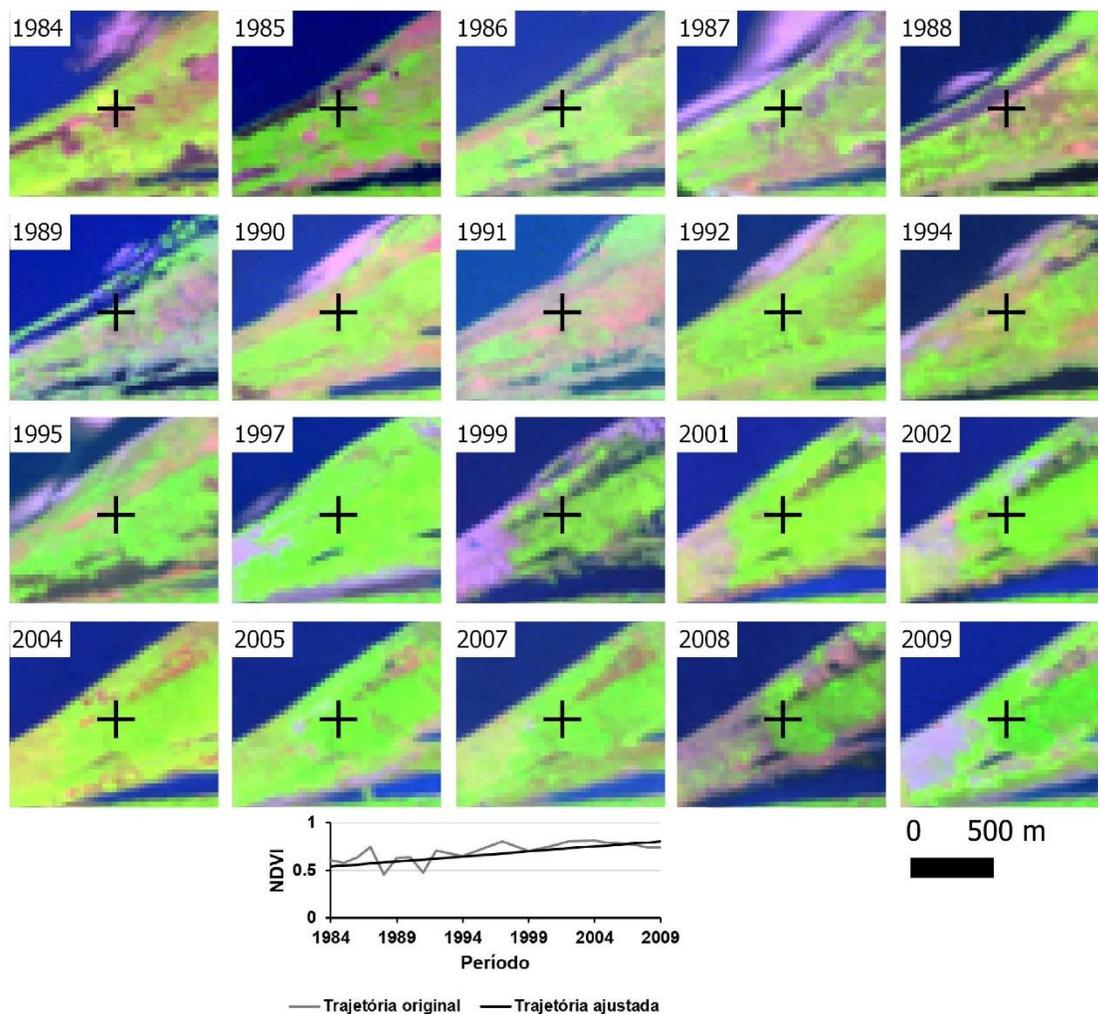


Figura 4.29 - Mosaico da série temporal de imagens Landsat referente ao pixel de extração da trajetória espectro-temporal associada a sucessão primária (evento SP). Imagens com composição colorida R5, G4, B3.

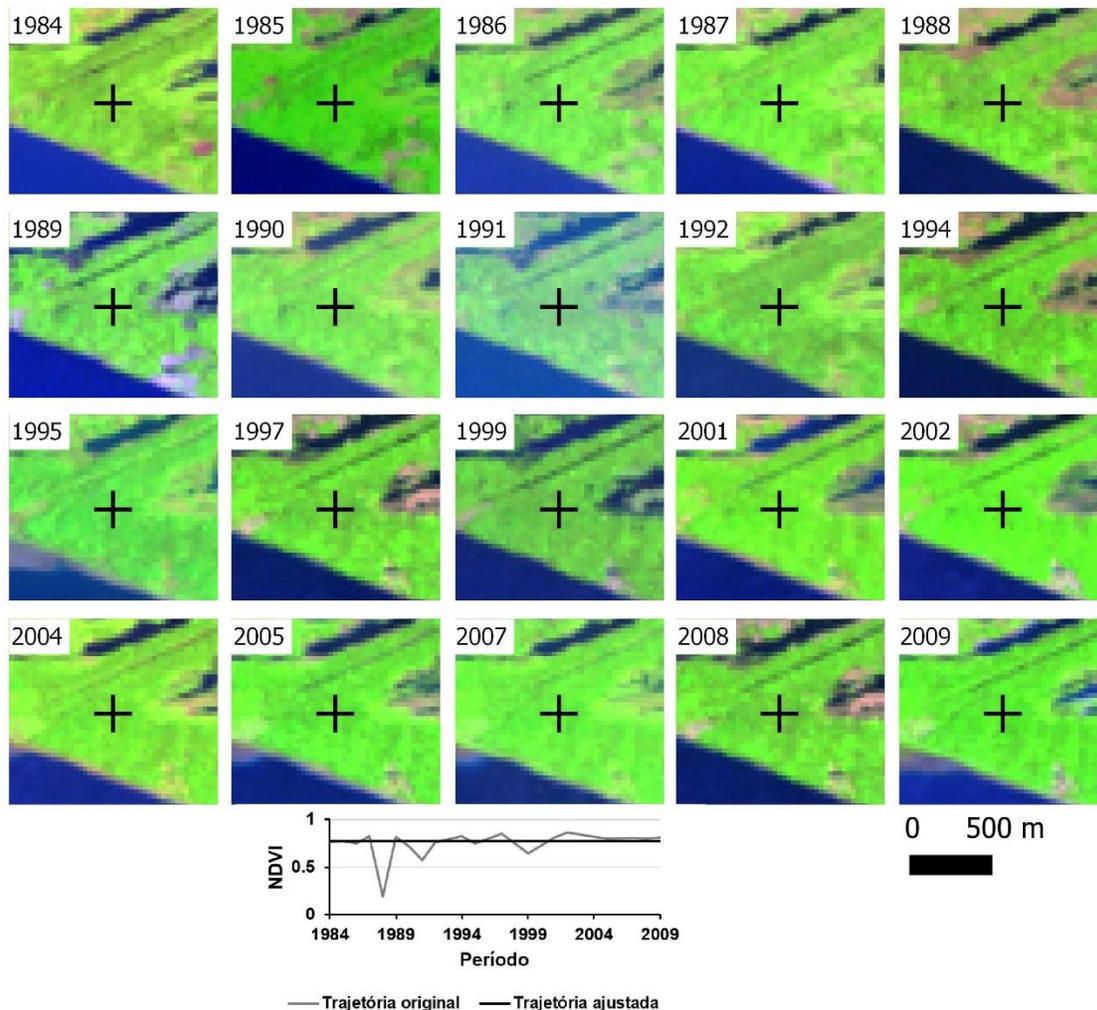


Figura 4.30 - Mosaico da série temporal de imagens Landsat referente ao pixel de extração da trajetória espectro-temporal associada a permanência floresta de várzea entre 1984 e 2009 (evento SM). Imagens com composição colorida R5, G4, B3.

A perda da floresta de várzea no decorrer do tempo aparentou ser predominantemente causada por apenas um agente natural ou antrópico. Entretanto, há exceções, tendo sido observada a influência de agentes antrópicos na perda da floresta, seguida de agentes naturais (erosão) (Figura 4.31). Neste caso, a perda da floresta de várzea se deu primeiramente pelo corte em 1988 (agentes antrópicos), e uma década depois pelo efeito da erosão fluvial. Em casos como este, os valores de NDVI dos últimos anos da série temporal foram tomados para interpretar quem foi o agente causador da perda florestal.

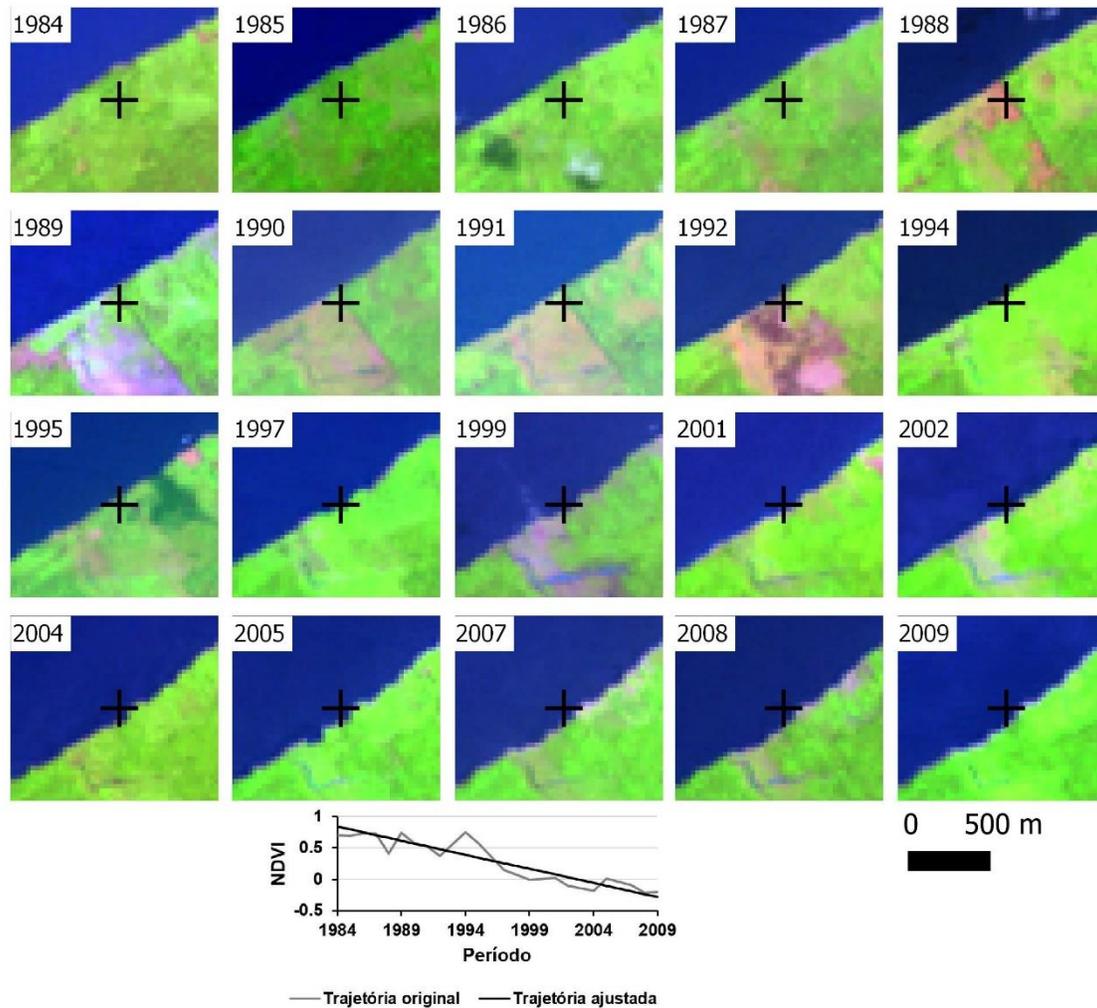


Figura 4.31 - Mosaico da série temporal de imagens Landsat referente ao pixel de extração da trajetória espectro-temporal associada a perda rápida da floresta causada por agente antrópico, seguida de erosão marginal entre 1984 e 2009. Imagens com composição colorida R5, G4, B3.

4.7 Validação das trajetórias espectro-temporais

As trajetórias espectro-temporais relacionadas aos eventos ocorridos com a floresta de várzea foram sujeitas à validação com dados de campo. Embora haja um lapso temporal de 5 anos entre o último ano da série temporal analisada (2009) e a campanha de campo (2014), considera-se plausível que a atual cobertura da terra na várzea reflita os eventos de perda da floresta, sucessão primária e secundária

acontecidos até 2009. Cabe destacar que todos os pontos visitados em campo foram coerentes com a interpretação realizada a partir das trajetórias espectro-temporais (acurácia de 100%). Por isso, foi importante a classificação da cobertura florestal em 2013, buscando selecionar áreas para visita em campo que não sofreram mudanças significativas entre 2009 e 2013.

As fotografias de campo mostraram coerência entre os eventos de perda e desenvolvimento da cobertura florestal e as trajetórias espectro-temporais. A fim de facilitar a visualização dos dados de campo, para cada evento foram mostrados três locais visitados. Para os eventos de perda da floresta de várzea observou-se que as *Perdas Rápida* ou *Gradual* causadas por agentes *Naturais* (eventos PRN e PGN, respectivamente, Figuras 4.32 e 4.33) ocorrem em distintos momentos da série temporal, porém em outubro de 2014 apresentaram o mesmo cenário (corpo d'água). Do mesmo modo, as *Perdas Rápida* ou *Gradual* da floresta de várzea causadas por agentes *Antrópicos* (eventos PRA e PGA, respectivamente, Figuras 4.34 e 4.35) possuem atual cobertura da terra como pastagem ou solo exposto.

Para a *Sucessão Secundária* (evento SS) notou-se a presença de muitos indivíduos de pequeno porte e aglomerados, formando grupos na parcela (Figura 4.36). A *Sucessão Primária* (evento SP) mostrou árvores mais espaçadas umas das outras quando comparado à *Sucessão Secundária* (Figura 4.37). No entanto, tanto para a *Sucessão Primária* quanto a *Sucessão Secundária* mostraram estruturas das florestas parecidas visualmente. Por fim, a *Sem Mudança* da cobertura florestal entre 1984 e 2009 (evento SM) aparentou ter troncos com maiores diâmetros e distribuição bem espaçada (cerca de 2 m) (Figura 4.38). Além disso, visualmente mostrou ter uma estrutura de floresta mais desenvolvida, com poucos indivíduos pequenos, em relação às áreas de *Sucessão Primária* ou *Sucessão Secundária*, o qual é esperado uma vez que trata-se de floresta mais antiga.

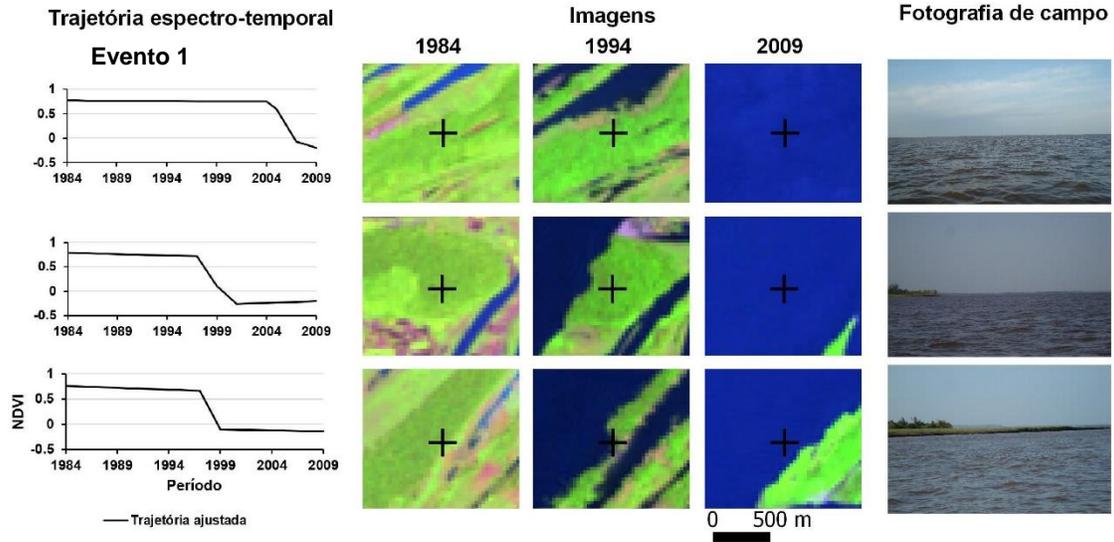


Figura 4.32 - Validação por meio de fotografias das trajetórias espectro-temporais associadas a *Perda Rápida* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes Naturais (evento PRN).

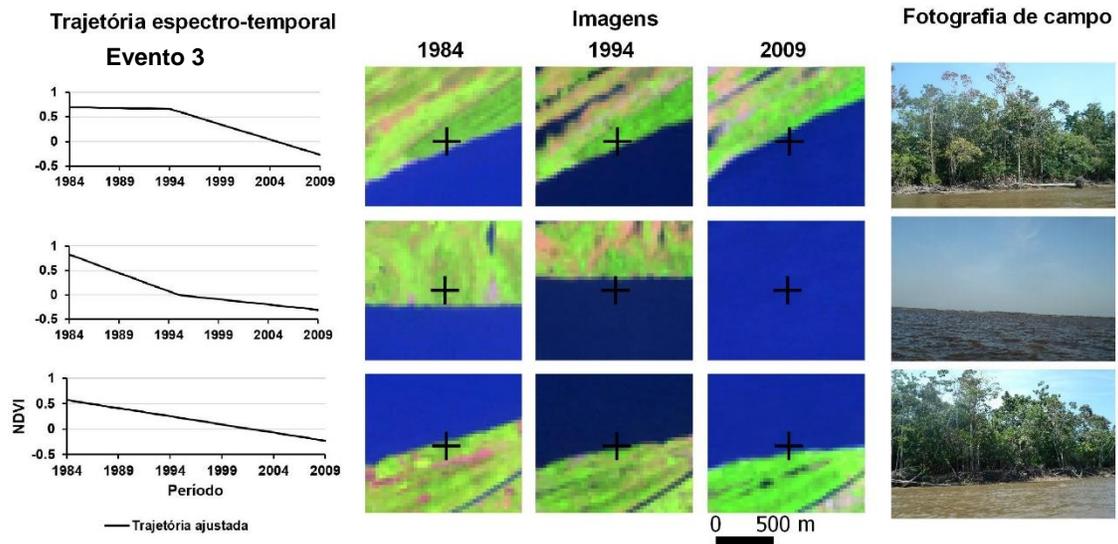


Figura 4.33 - Validação por meio de fotografias das trajetórias espectro-temporais associadas a *Perda Gradual* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes Naturais (evento PGN).

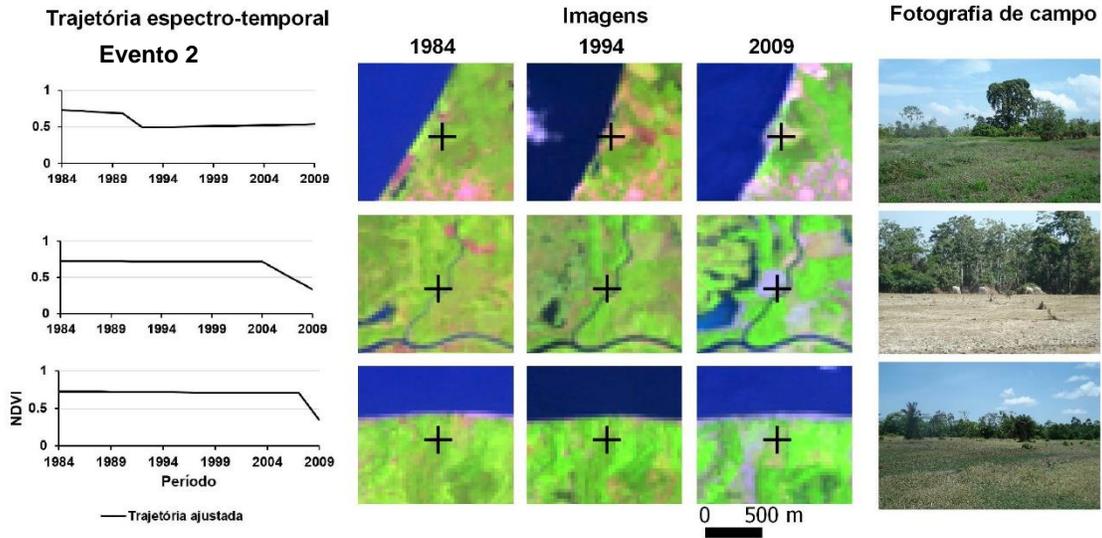


Figura 4.34 - Validação por meio de fotografias campo das trajetórias espectro-temporais associadas a *Perda Rápida* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes Antrópicos (evento PRA).

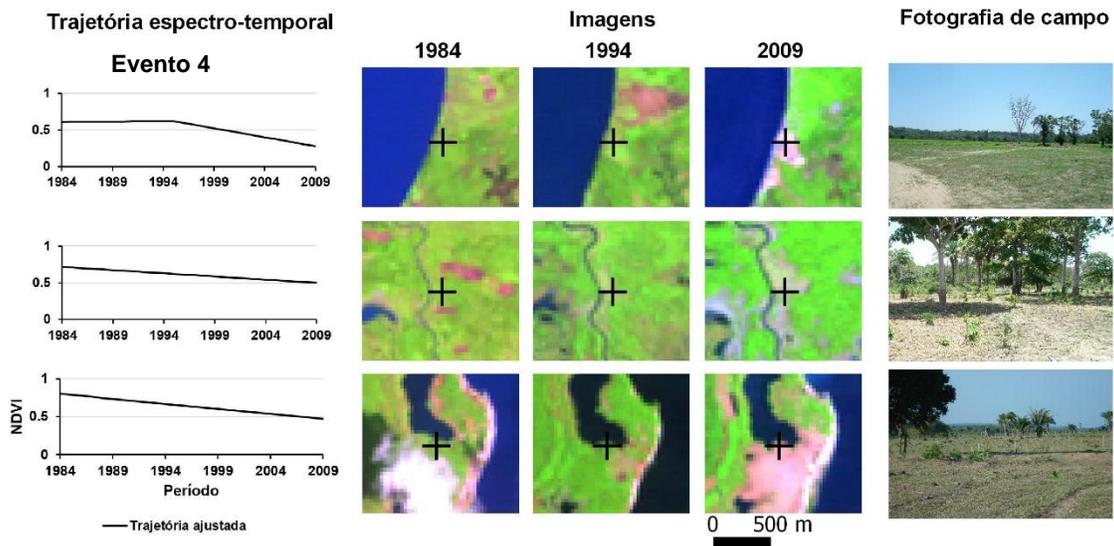


Figura 4.35 - Validação por meio de fotografias das trajetórias espectro-temporais associadas a *Perda Gradual* da floresta de várzea seguida de outra cobertura da terra, causada por agentes Antrópicos (evento PGA).

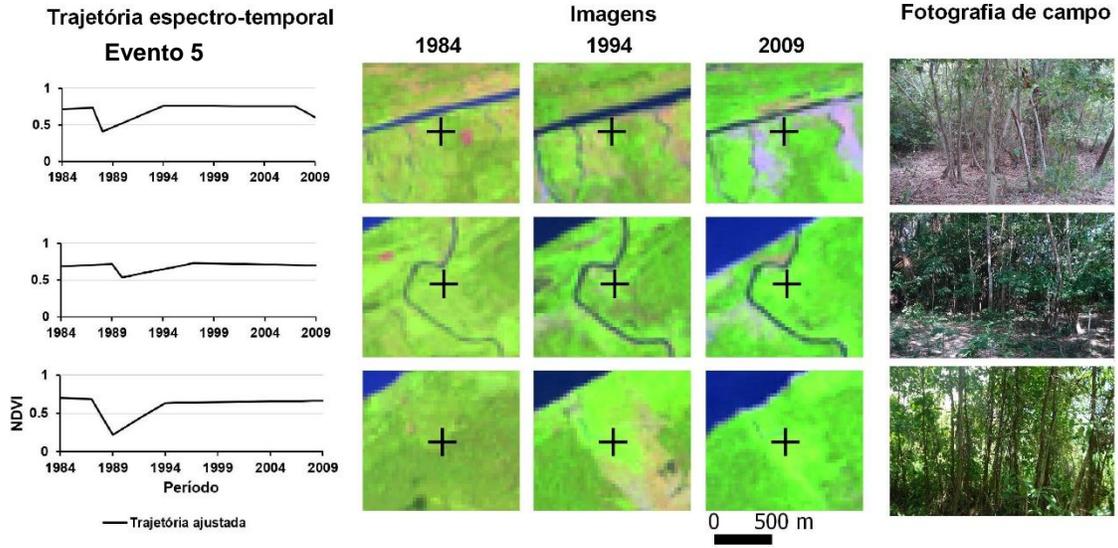


Figura 4.36 - Validação por meio de fotografias das trajetórias espectro-temporais associadas a Sucessão Secundária (perda rápida da floresta de várzea por causas antrópicas, seguida de regeneração da cobertura florestal, evento SS).

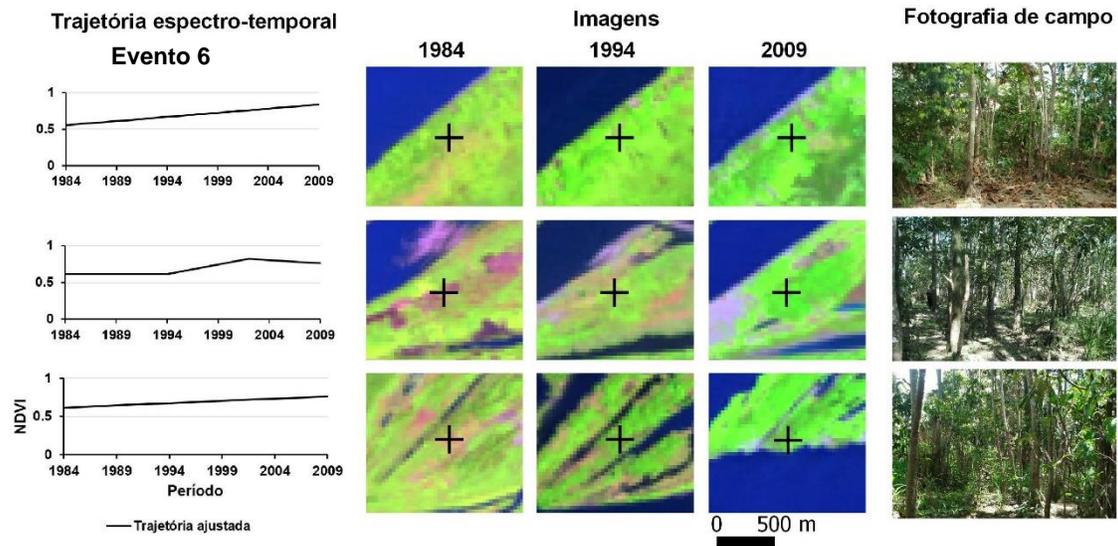


Figura 4.37 - Validação por meio de fotografias das trajetórias espectro-temporais associadas a Sucessão Primária (evento SP).

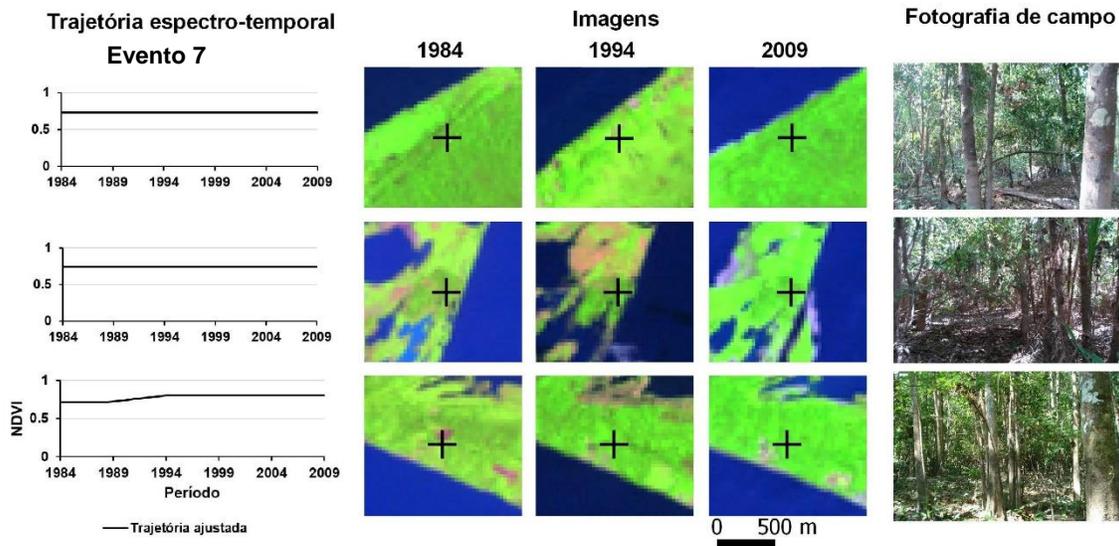


Figura 4.38 - Validação por meio de fotografias das trajetórias espectro-temporais associada a Sem Mudança da cobertura florestal entre 1984 e 2009 (evento SM).

As variáveis dendrométricas medidas em campo contribuíram para o entendimento da relação entre as trajetórias espectro-temporais e os eventos de desenvolvimento da cobertura florestal e do evento Sem Mudança da cobertura florestal entre 1984 e 2009. A Sucessão Secundária (evento SS) têm menores valores medianos de DAP, altura total, densidade de indivíduos e área basal para a parcela 25 x 25 m, quando comparado com a Sucessão Primária (evento SP) e Sem Mudança da cobertura florestal (evento SM) (Figura 4.39). Isto se deve à maior presença de indivíduos jovens, que sugere um estágio de sucessão florestal inicial ou intermediário (WORBES, 1997).

A Sucessão Primária mostra valores de mediana do DAP, altura total e área basal maiores que a Sucessão Secundária, porém menores que a Sem Mudança da cobertura florestal para a parcela 25 x 25 m (Figura 4.39). Isto pode ser relacionado ao maior tempo de crescimento da floresta em relação ao evento SS, porém menor tempo que do evento SM. No entanto, a Sucessão Primária nas subparcelas e parcela mostra valor mediano da densidade de indivíduos, ligeiramente maior que do evento SM, explicado pela dominância de uma única espécie, *Cecropia latiloba* (Figura 4.40).

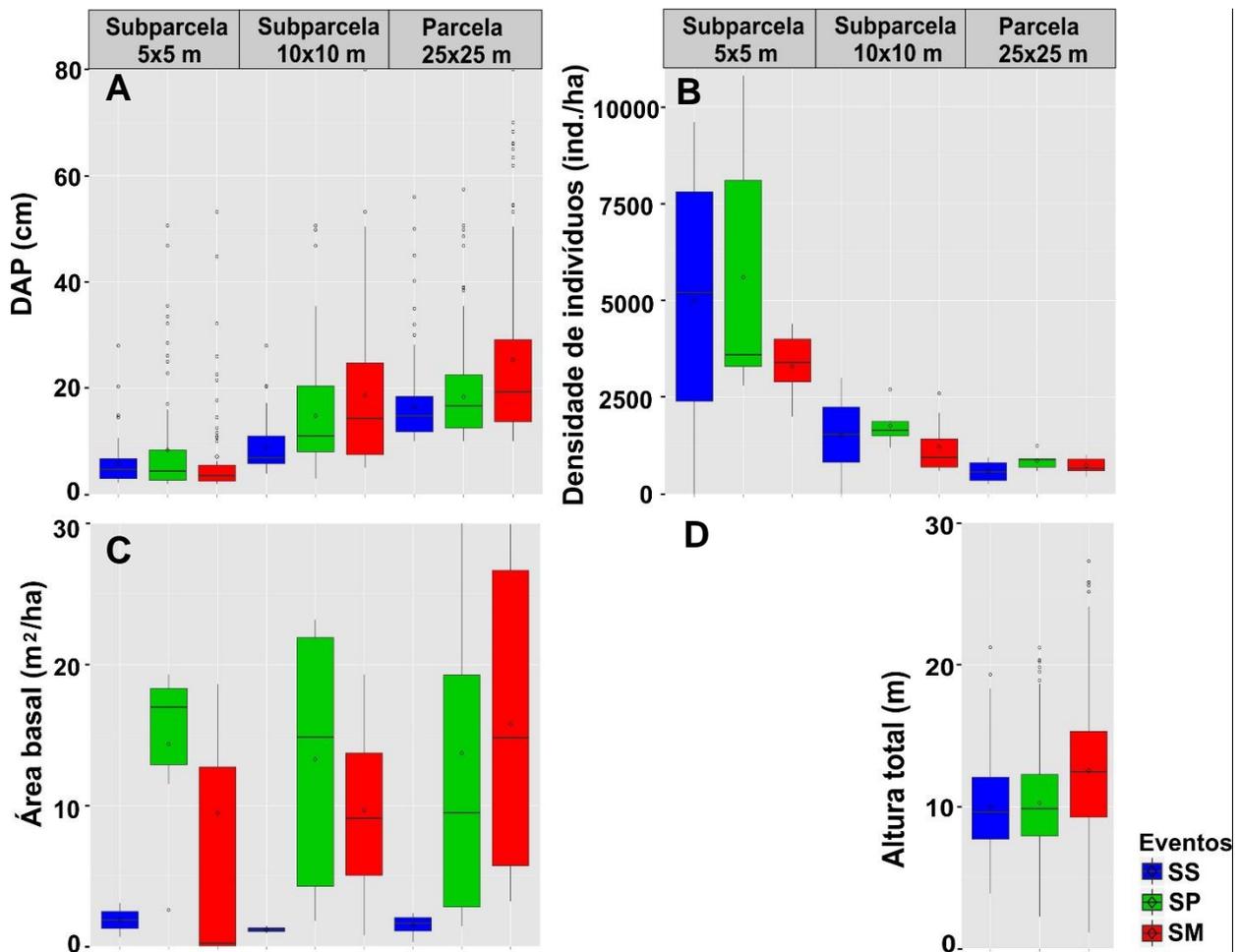


Figura 4.39 - Variáveis dendrométricas coletadas em campanha de campo para a Sucessão Secundária (evento SS), Sucessão Primária (evento SP) e Sem Mudança da cobertura florestal entre 1984 e 2009 (evento SM). A) Diâmetro à altura do peito (DAP) da cobertura florestal; B) Densidade de indivíduos da cobertura florestal; C) Área basal da cobertura florestal; e D) Altura total da árvores. Os lados inferior e superior do retângulo mostram o primeiro e terceiro quartil, respectivamente. Linha dentro do retângulo mostra a mediana, círculo representa *outlier* e losango média dos valores. As linhas verticais nas partes inferior e superior do retângulo apresentam os valores de mínimo e máximo, respectivamente.

O evento Sem Mudança da cobertura florestal (SM) é confirmado por meio das variáveis dendrométricas como sendo uma floresta mais antiga que os eventos SS e SP. Isto porque possui os maiores valores medianos de DAP, altura total e área basal, assim como baixa densidade de indivíduos na parcela 25 x 25 m, o que indica a presença indivíduos maduros e espaçados. O dossel da floresta sem mudança entre

1984 e 2009 é bem fechado, o que impede o desenvolvimento do sub-bosque, devido a insuficiência de radiação solar (WITTMANN et al. 2004). As subparcelas 5 x 5 e 10 x 10 m contribuíram para a análise de que o evento *Sem Mudança* da cobertura florestal, apresenta baixa densidade de indivíduos jovens.

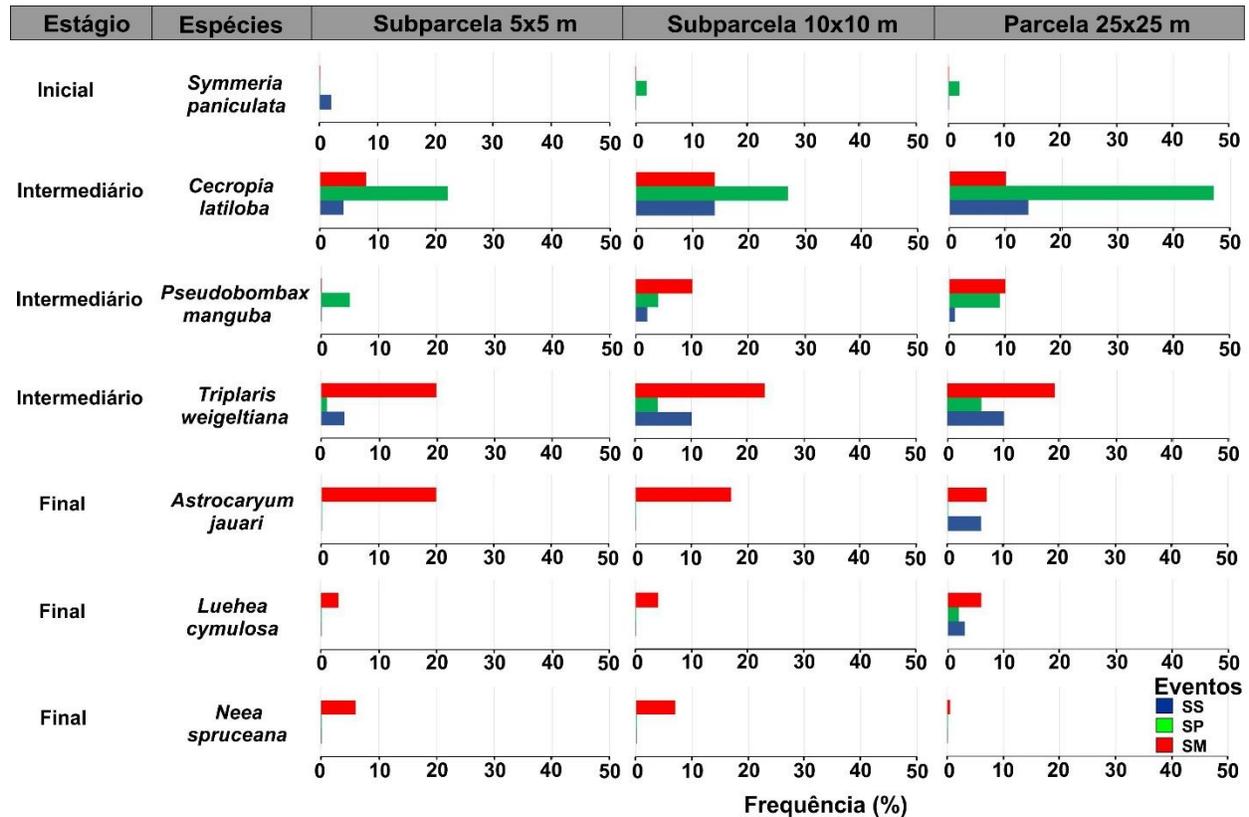


Figura 4.40 - Frequência relativa de espécies arbóreas em estágios de sucessão florestal inicial, intermediário e final dos eventos de Sucessão Secundária (evento SS), Sucessão Primária (evento SP) e *Sem Mudança* da cobertura florestal entre 1984 e 2009 (evento SM), referentes as subparcelas 5 x 5 m e 10 x 10 m e parcela 25 x 25 m amostradas em campanha de campo.

A ocorrência de espécies indicadoras dos diferentes estágios sucessionais (Figura 4.40) mostram que a Sucessão Primária ou Sucessão Secundária tiveram maiores frequências daquelas relacionadas a estágios de sucessão florestal inicial e intermediário, exceto para a espécie *Triplaris weigeltiana*, que embora seja frequente em florestas sob regeneração (WITTMANN et al. 2010b), foi mais frequente para o evento de *Sem Mudança* da cobertura florestal. Como não se conhece a história da floresta anteriormente ao ano de 1984, a floresta permanência entre 1984 e 2009 pode

ser proveniente de um processo de sucessão secundária iniciado nas décadas anteriores. Por fim, as espécies do estágio de sucessão final são mais frequentes no evento de *Sem Mudança* da cobertura florestal, com baixa ocorrência nas áreas de Sucessão Primária ou Sucessão Secundária. Destacam-se as espécies *Astrocaryum jauari* e *Luehea cymulosa*, são frequentes no evento de Sucessão Secundária (WITTMANN et al. 2010b). Estas espécies possuem um grande banco de sementes, que possibilita a regeneração da floresta com espécies do estágio de sucessão florestal final (D'OLIVEIRA, 1989).

Foram extraídas as idades relativas do desenvolvimento da cobertura florestal e do evento *Sem Mudança* da cobertura florestal entre 1984 e 2009, a partir das trajetórias espectro-temporais, somando-se a esta idade relativa os 5 anos correspondentes ao lapso temporal entre o último ano da série estudada (2009) e a data de realização do campo (2014). Estas idades relativas foram relacionadas com os valores médios das variáveis DAP, altura total, densidade de indivíduos e área basal de cada parcela (25 x 25 m) dos eventos SS, SP e SM (Figura 4.41). Novamente, mostra-se que as coberturas florestais mais novas segunda as trajetórias espectro-temporais (eventos SS e SP) possuem menores DAP médio e altura total média (Figura 4.41 A e B), enquanto que densidade de indivíduos e área basal não tem expressiva relação com a idade relativa para os eventos SS, SP e SM (Figura 4.41 C e D). Isto pode ser explicado pelo evento de *Sem Mudança* da cobertura florestal entre 1984 e 2009 não ser muito antigo (e.g. > 100 anos), proporcionando assim menores diferenças para estas duas variáveis dendrométricas.

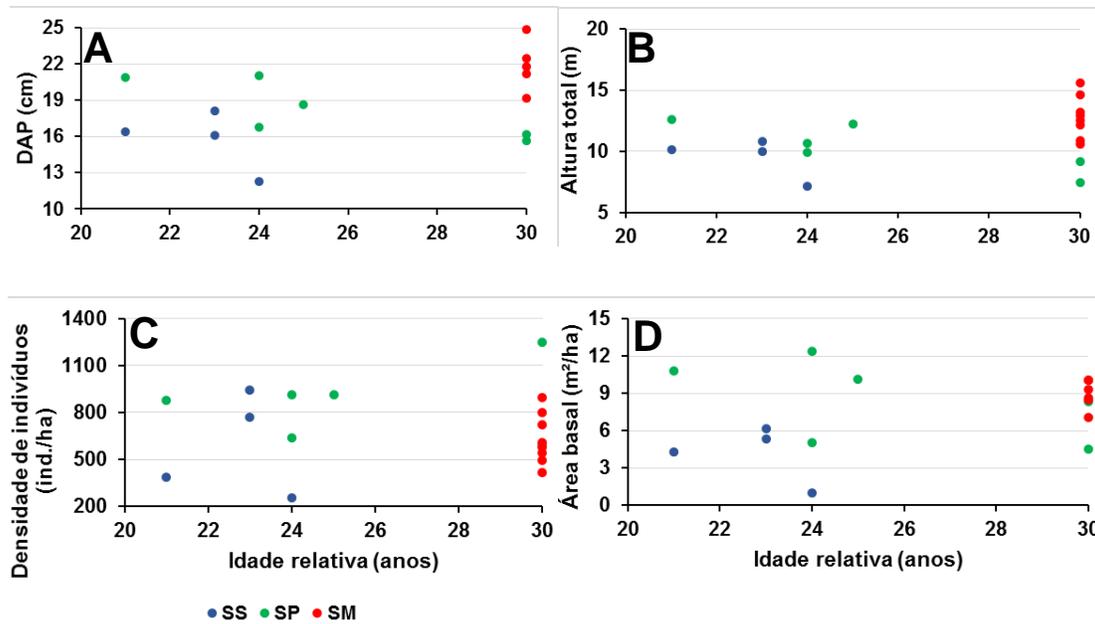


Figura 4.41 - Relação entre as variáveis dendrométricas e a idade relativa das parcelas dos eventos SS (Sucessão Secundária), SP (Sucessão Primária) e SM (Sem Mudança da cobertura floresta entre 1984 e 2009). A, B, C e D) Relação entre DAP médio, altura total média, densidade de indivíduos e área basal com a idade relativa das árvores das parcelas dos eventos SS, SP e SM, respectivamente.

4.8 Discriminação entre os agentes antrópicos ou naturais causadores da perda florestal

A restrição da classificação dos agentes causadores antrópicos ou naturais da perda florestal pelos atributos com alta confiabilidade reduziu o universo de estudo para 1.955 ha (Figura 4.42), mas minimizou a possibilidade de falsas perdas florestais.

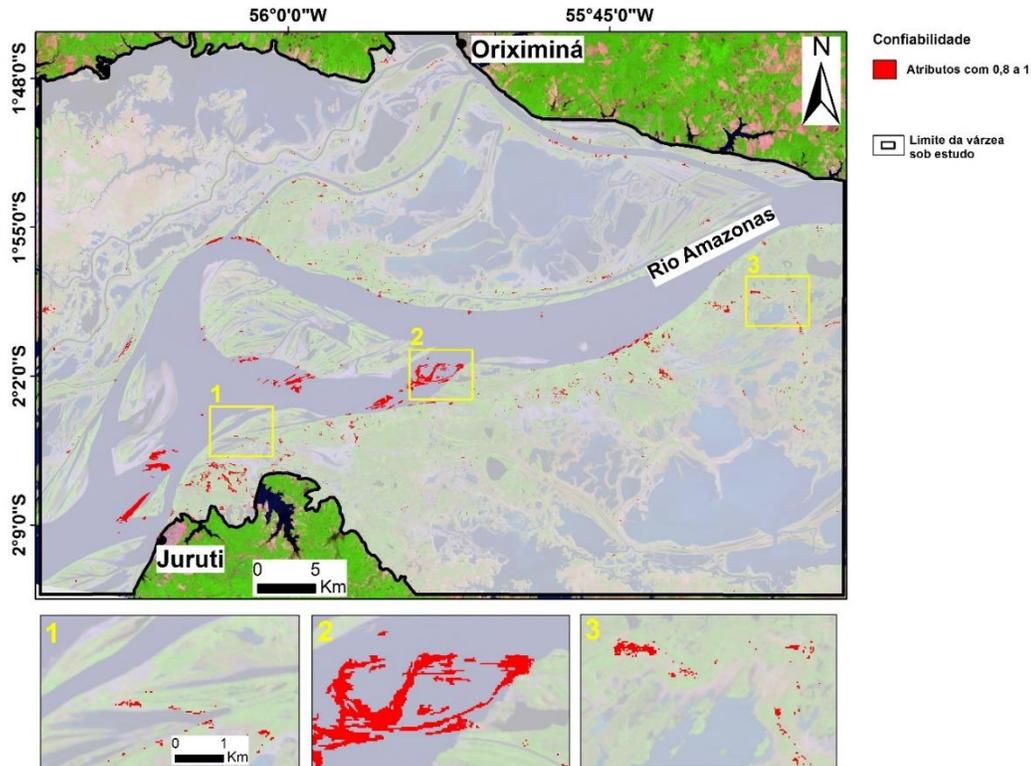


Figura 4.42 - Pixels detectados com perda florestal e com atributos de alto nível de confiabilidade para a classificação das causas antrópicas ou naturais.

Os atributos de magnitude e valor do NDVI em 2009 (ao final da série) foram os que mais apresentaram potencial discriminatório entre as causas antrópicas e naturais da perda da floresta de várzea (Figura 4.43 A). A duração da perda florestal teve menor potencial de separação entre causas antrópicas ou naturais, uma vez que a perda florestal pode ter curta ou longa duração para ambas as causas da perda florestal (Figura 4.43 B e C).

Adicionalmente, nota-se que muitas amostras de treinamento encontram-se na fronteira das classes (antrópicas e naturais), que se tornam úteis para formar um hiperplano preciso na discriminação das causas da perda florestal por meio do classificador SVM (FOODY; MATHUR, 2004).

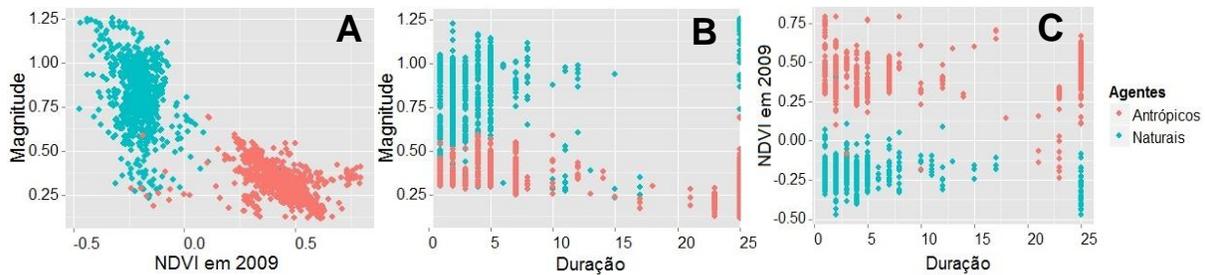


Figura 4.43 - Relação entre os atributos de NDVI em 2009, magnitude e duração para discriminação entre os agentes antrópicos e naturais causadores da perda da floresta de várzea. A) Relação entre os atributos de magnitude e NDVI em 2009 da perda florestal; B) Relação entre os atributos de magnitude e duração da perda florestal; e C) Relação entre os atributos de NDVI em 2009 e duração da perda florestal.

A classificação da perda florestal sugere uma preponderância de perda causada por agentes antrópicos (1.071 ha), em relação aos agentes naturais (884 ha) (Figura 4.44). Embora a área classificada tenha sido determinada em função dos atributos com maior nível de confiabilidade, que foram predominantes na área do canal do rio Amazonas, houve uma pequena predominância de classificação das causas de perda em antrópicas, ao invés de naturais. Estas informações contribuem com a análise que a mudança na cobertura florestal no Baixo Amazonas é provocada principalmente por agentes antrópicos.

A Exatidão Global Média da classificação foi de 94%. As matrizes de confusão encontram-se no Apêndice B. Entretanto, nota-se visualmente que em algumas áreas do canal do rio Amazonas, as perdas florestais foram rotuladas como sendo causadas por agentes antrópicos (Figura 4.45). Isto pode ser explicado pela pequena magnitude de NDVI das perdas das florestas no último ano da série temporal (2009) (Figura 4.45), isto causou valores dos atributos semelhantes daqueles com perda florestal por agentes antrópicos.

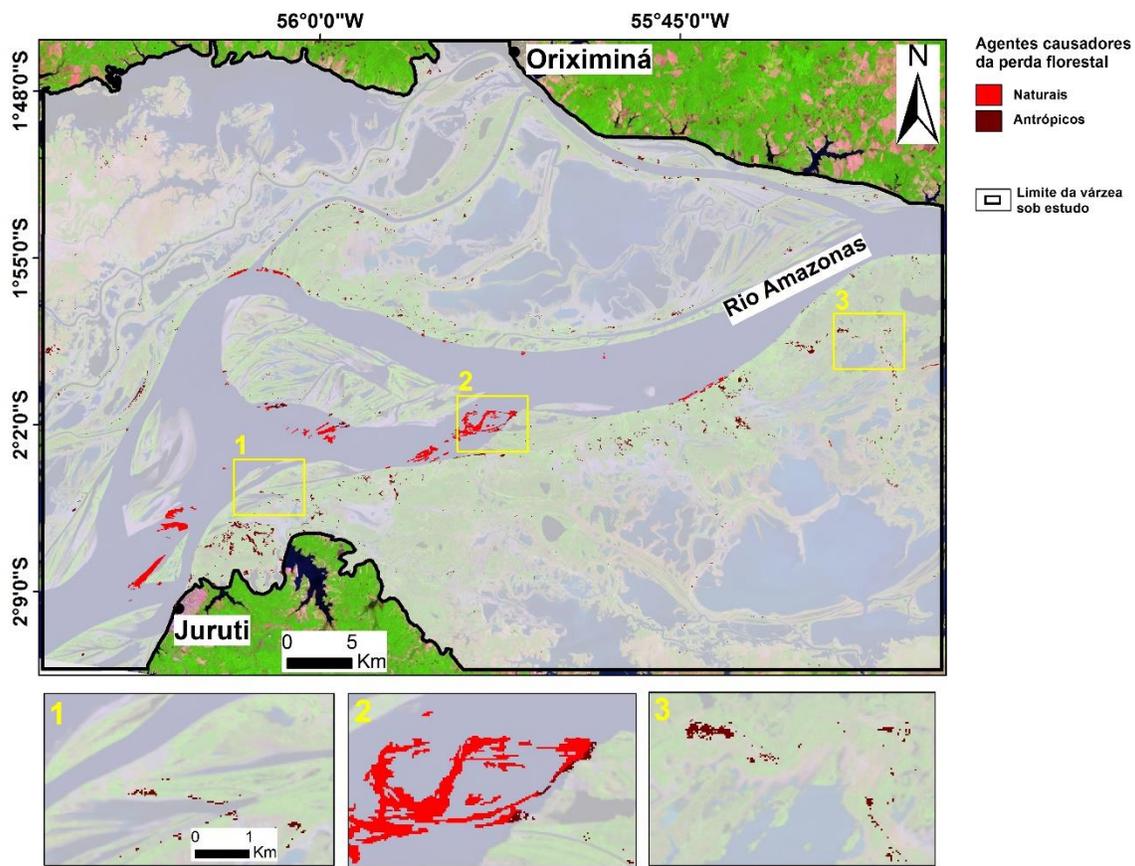


Figura 4.44 - Mapa dos causadores naturais ou antrópicos da perda da floresta de várzea.

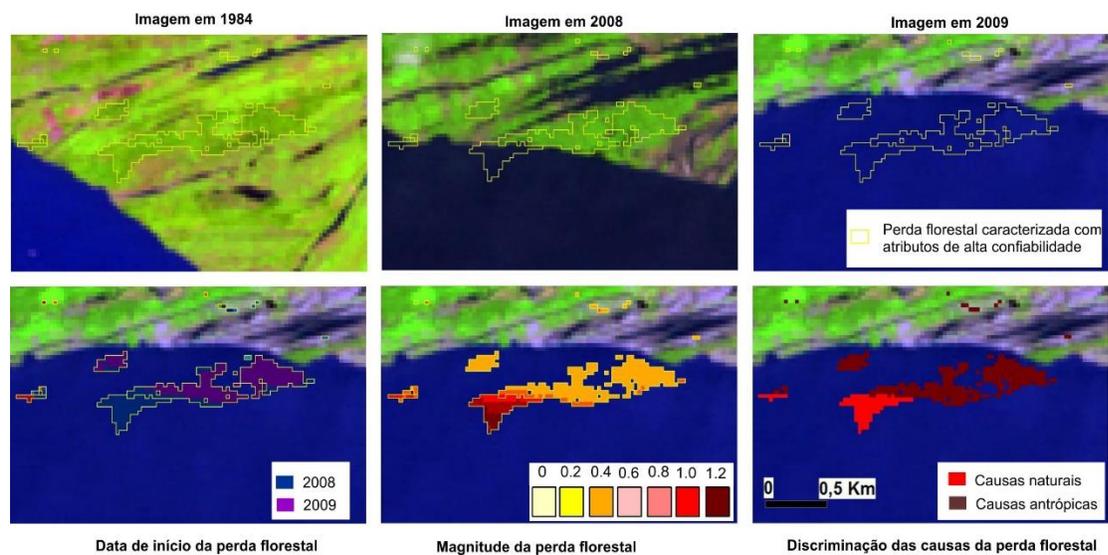


Figura 4.45 - Mosaico de informações que demonstram a causa da confusão na discriminação das causas antrópicas e naturais da perda florestal de várzea.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Com os dados apresentados neste trabalho, permite-se concluir que o algoritmo LandTrendr é eficiente para detectar e caracterizar eventos de perda e desenvolvimento da cobertura florestal de várzea de um trecho do Baixo Amazonas entre o período de 1984 e 2009. Isto porque gerou informações anuais da perda e desenvolvimento da cobertura florestal, com um baixo custo e em curto período de tempo (cerca de 280 horas para a série de 25 anos correspondente a uma cena Landsat).

Dos objetivos específicos postulados, constatou-se que: 1) o índice de vegetação NDVI foi o mais eficiente para detectar os eventos da perda e desenvolvimento da cobertura florestal, em relação ao índice NBR e as bandas espectrais; 2) os valores dos parâmetros kernel size= 3x3, pval= 0,05 e max segments= 6 foram os mais adequados para ajustar as trajetórias espectro-temporais, visando a detecção dos eventos de perda e desenvolvimento da cobertura florestal de várzea do Baixo Amazonas entre 1984 e 2009; 3) o nível de confiabilidade dos atributos que caracterizam a perda e desenvolvimento da cobertura florestal variou em função da área de observação, sendo predominante o alto nível de confiabilidade (0,8 a 1) na área do canal do rio Amazonas, enquanto no interior da várzea é diverso o nível de confiabilidade (0,2 a 1); e 4) a classificação das causas antrópicas ou naturais da perda florestal por meios dos atributos teve Exatidão Global Média de 94%. Entretanto, a mesma não se mostrou eficaz em discriminar o agente causador para perdas naturais ocorridas no último ano da série temporal.

Os resultados permitem concluir que as trajetórias espectro-temporais refletem os eventos de perda e desenvolvimento da cobertura florestal de várzea do Baixo Amazonas entre 1984 e 2009 (validado por campanha de campo). Entretanto, as trajetórias espectro-temporais baseadas no índice de vegetação NDVI não foram sensíveis na detecção da perda e desenvolvimento da cobertura florestal em cerca de 34% da área estudada, revelando que estes eventos foram sutis no decorrer do tempo.

No que se refere a abordagem deste trabalho, possui viabilidade para ser aplicada a estudos de perda e desenvolvimento da cobertura florestal para toda a extensão da várzea amazônica. Além disso, o algoritmo LandTrendr é particularmente viável (tem alto nível de confiabilidade dos atributos) para detectar e caracterizar a perda e desenvolvimento da floresta de várzea resultante da dinâmica fluvial, a partir de séries temporais de imagens Landsat TM e ETM+.

Os resultados do presente estudo fornecem informações importantes acerca das questões ambientais que envolvem o ecossistema de várzea, como: 1) conhecer os agentes causadores (antrópicos ou naturais) da perda florestal; 2) melhorar modelos que estimam a emissão e estoque de carbono nas áreas com perda e ganho da cobertura florestal, respectivamente; 3) distinguir a sucessão primária ou secundária das coberturas florestais que se permaneceram no decorrer do tempo; 4) avaliar a eficiência da proteção de áreas de floresta após ser declarada como reserva ambiental; 5) compreender a relação entre mudança florestal e diversidade e ocorrência de espécies arbóreas, e 6) compreender a relação entre a perda e desenvolvimento da cobertura florestal com as atividades socioeconômicas da população local.

Como pesquisas futuras, recomenda-se utilizar a abordagem empregada o presente estudo para diversos trechos da várzea amazônica, a fim de comparar quais agentes (natural ou antrópico) é o maior causador de mudanças na cobertura da floresta de várzea ao longo do rio Amazonas, e a influência da dinâmica geomorfológica de todo rio Amazonas sobre a perda e ganho florestal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, C.; MURRIETA, R. S. S.; SANCHES, R. A. Agricultura e alimentação em populações ribeirinhas das várzeas do Amazonas: Novas perspectivas. **Ambiente e Sociedade**, v. 8, n.1 p.1-7, 2005.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **HidroWeb**: Sistema de Informações Hidrológicas. Disponível em < <http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acessado em janeiro de 2013.
- BARROS, A. C.; UHL, C. Logging along the Amazon River and estuary: Patterns, problems and potential. **Forest Ecology and Management**, v. 77, p. 87-105, 1995.
- BARROS, A. C.; UHL, C. Padrões, problemas e potencial da extração madeireira ao longo do Rio Amazonas e do seu estuário. **Série Amazônia**. n. 4, p. 7-42, 1997.
- BREIMAN L. Random Forests. **Mach Learn**, n. 1, p. 5-32, 2001.
- BROWN, M.; LEWIS, H.G.; GUNN, S.R. Linear spectral mixture models and support vector machines for remote sensing. **IEEE Trans. Geosci. Remote Sens**, v. 38, p. 2346–2360, 2000.
- CHARTON, R. **Fundamentals of fluvial geomorphology**. 1. Ed. New York: Taylor e Francis, 2008. 234p.
- CONGALTON, R. G. An review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**. v. 49, n. 12, p. 1671- 1678, 1991.
- CRIST, E. P. A TM Tasseled Cap equivalent transformation for reflectance factor data. **Remote Sensing of Environment**, n. 17, p. 301–306, 1985.
- D'OLIVEIRA, M. V. N. **Regeneração natural de uma floresta de várzea explorada por método tradicional, no Paraná Abufarí no médio rio Purús**. 1989. 75 p. Dissertação (Mestrado em Manejo Florestal) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, 1989.
- DUNNE, T.; MERTES, L. A. K.; MEADE, R. H.; RICHEY, J. E.; FORSBURG, B. R. Exchanges of sediment between the flood plain and channel of the Amazon River in Brazil. **Geological Society of America**, v. 110, p. 450–467, 1998.
- FERREIRA, R. D.; LEÃO, J. A. D.; SILVA, T. S. F.; RENNÓ, C. D.; NOVO, E. M. L. M.; BARBOSA, C. C. F. Atualização e correção do delineamento de áreas alagáveis da bacia Amazônica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), n.16, 2013, Foz de Iguaçu. **Anais...** Foz de Iguaçu, 2013, p.5864-5871. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/files/p1171.pdf>>. Acesso em: 05 fev. 2014.

FOODY, G. M.; MATHUR. Toward intelligent training of supervised image classifications: directing training data acquisition for SVM classification, **Remote Sensing of Environment**, v. 93, p. 107-117, 2004.

GLOOR, M.; BRIENEN, R. J. W.; GALBRAITH, D.; FELDPAUSCH, T. R.; SCHÖNGART, J.; GUYOT, J. L.; ESPINOZA, J. C.; LLOYD, J.; PHILLIPS, O. L. Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. **Geophysical research letters**, v.40, p. 1-5, 2013.

GÓMEZ, C.; WHITE, J. C.; WULDER, M. A.; ALEJANDRO, P. Historical forest biomass dynamics modelled with Landsat spectral trajectories. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 93, p. 14-28, 2014.

GRIFFITHS, P.; KUEMMERLE, T.; KENNEDY, R. E.; ABRUDAN, I. V.; KNORN, J.; HOSTERT, P. Using annual time-series of Landsat images to assess the effects of forest restitution in post-socialist Romania. **Remote Sensing of Environment**, v. 118, p. 199–214, 2012.

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S. A.; TYKAVINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S. V.; GOETZ, S. J.; LOVELAND, T. R.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINI, L.; JUSTICE, C. O.; TOWNSHEND, J. R. G. High-Resolution global maps of 21 st-Century forest cover change. **Science**, v. 342, p. 850-853, 2013.

HARDY, R. J. Fluvial geomorphology. **Progress in Physical Geography**, v. 3, p. 411-425, 2005.

HEALEY, S.; COHEN, W.; ZHIQIANG, Y.; KRANKINA, O. Comparison of Tasseled Cap-based Landsat data structures for use in forest disturbance detection. **Remote Sensing of Environment**, v. 97, n. 3, p. 301–310, 2005.

HENSHAW, A. J.; GURNELL, A. M.; BERTOLDI, W.; DRAKE, N. A. An assessment of the degree to which Landsat TM data can support the assessment of fluvial dynamics, as revealed by changes in vegetation extent and channel position, along a large river. **Geomorphology**, v. 202, p. 74-85, 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**, v. 87, n. 4, p. 404-428, 2003.

HUANG, C.; GOWARD, S. N.; MASEK, J. G.; THOMAS, N.; ZHU, Z.; VOGELMANN, J. E. An automated approach for reconstructing recent forest disturbance history using dense Landsat time series stacks. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, n. 1, p. 183–198, 2010.

JAMALI, S.; SEAQUIST, J.; EKLUNDH, L.; ARDÖ, J. Automated mapping of vegetation trends with polynomials using NDVI imagery over the Sahel. **Remote Sensing of Environment**, v. 141, p. 79-89, 2014.

Jl, L.; ZHANG, L.; WYLLE, B. Analysis of dynamic thresholds for the Normalized Difference Water Index. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 75, p. 1307-1317, 2009.

JUNK, W. J. General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains. In: JUNK, W. J. (Ed). **The central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system**. Berlin: Springer, 1997. cap. 1. p. 3-22.

JUNK, W. J.; OHLY, J. J.; PIEDADE, M. T. F.; SOARES, M. G. M. **The Central Amazon floodplain: actual use and options for a sustainable management**. Leiden: Backhuys Publishers, 2000, 584p.

KENNEDY, R. E.; YANG, Z.; COHEN, W. B. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr — Temporal segmentation algorithms. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, n. 12, p. 2897–2910, 2010.

KENNEDY, R. E.; YANG, Z.; COHEN, W. B.; PFAFF, E.; BRAATEN, J.; NELSON, P. Spatial and temporal patterns of forest disturbance and regrowth within the area of the Northwest Forest Plan. **Remote Sensing of Environment**, v. 122, p. 117–133, 2012.

KEY, C. H.; BENSON, N. C. Measuring and remote sensing of burn magnitude. In Joint Fire Science Conference and Workshop, v.2, 1999, Moscou, Rússia. **Proceedings...** Moscou, 1999, v.2, 284p.

LEOPOLD, L. B.; WOLMAN, M. G. River channel patterns: braided, meandering, and straight. **Physiographic and Hydraulic studies of river**, v. 282, p. 39-85, 1957.

LIAW A.; WIERNER, M. Classification and regression by random- Forest. **News**, v. 2, p. 18-22, 2002.

LUCAS, C. M.; SCHÖNGART, J.; SHEIKH, P.; WITTMANN, F.; PIEDADE, M. T. F.; MCGRATH, D. G. Effects of land-use and hydroperiod on aboveground biomass and productivity of secondary Amazonian floodplain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 319, p. 116-127, 2014.

MAGALHÃES, J. L. L.; LOPES, M. A.; QUEIROZ, H. L. Development of a Flooded Forest Anthropization Index (FFAI) applied to Amazonian areas under pressure from different human activities. **Ecological Indicators**, v.48, p. 440-447, 2015.

MASEK, J. G.; HUANG, C.; WOLFE, R.; COHEN, W.; HALL, F.; KUTLER, J.; NELSON, P. North American forest disturbance mapped from a decadal Landsat record. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 6, p. 2914–2926, 2008.

MCFEETERS, S. K. The use of normalized difference water index (NDWI) in the delineation of open water features. **International Journal of Remote Sensing**, v. 17, p. 1425-1432, 1996.

MCGRATH, D.; CASTRO, F.; FUTEMMA, C.; AMARAL, B.; CALABRIA, J. Fisheries and the evolution of resource management on the Lower Amazon floodplain. **Human Ecology**, v. 21, p. 167–195, 1993.

MEIGS, G. W.; KENNEDY, R. E.; COHEN, W. B. A Landsat time series approach to characterize bark beetle and defoliator impacts on tree mortality and surface fuels in conifer forests. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 12, p. 3707–3718, 2011.

MELACK, J. M.; NOVO, E. M. L. M.; FORBERG, B. R.; PIEDADE, M. T. F.; MAURICE, L. Floodplain Ecosystem processes. In: Keller, M.; Bustamante, M.; Gash, J.; Dias, P. S. (Eds) **Amazonia and Global Change**, 2009, p. 525-541.

MERTES, L.A. K.; DUNNE, T.; MARTINELLI, L. A. Channel-floodplain geomorphology along the Solimões-Amazon River, Brazil. **Geological Society of American Bulletin**, v.108, p.1089-1107, 1996.

MORTON, D. C.; DEFRIES, R. S.; NAGOL, J.; SOUZA JR., C. M.; KASISCHKE, E. S.; HURTT, G. C.; DUBAYAH, R. Mapping canopy damage from understory fires in Amazon forests using annual time series of Landsat and MODIS data. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, p. 1706-1720, 2011.

NANSON, G. C. Point-bar and floodplain formation of the meandering Beatton River, Northeastern British-Columbia, Canada. **Sedimentology**, v. 27, p. 3–29, 1980.

NEVES, D. P.; GARCIA, A. M. Agricultores de várzea do médio Solimões: Limites e alternativas de reprodução social. **Amazônia: Ci. & Desenv**, v. 5, n. 9, p. 7-40, 2009.

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**, v. 113, n. 10, p. 2258–2266, 2009.

RENNÓ, C. D.; NOVO, E. M. L. M.; BANON, L. C. Correção geométrica da máscara de áreas alagáveis da bacia amazônica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), n.16, 2013, Foz de Iguaçu. **Anais...** Foz de Iguaçu, 2013, p.5507-5514. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/files/p1166.pdf>>. Acesso em: 05 fev. 2014.

RENÓ, V. F.; NOVO, E. M. L. M.; SUEMITSU, C.; RENNO, C. D.; SILVA, T. S. F. Assessment of deforestation in the Lower Amazon floodplain using historical Landsat MSS/TM imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, p. 3446–3456, 2011.

RENÓ, V. F. **As várzeas amazônicas: alterações da paisagem e seus impactos na integridade florística, provisão de serviços ecossistêmicos e bem-estar de comunidades ribeirinhas**. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos. Em fase de elaboração.

ROKNI, K.; AHMAD, A.; SELAMAT, A.; HAZINI, S. Water feature extraction and change detection using multitemporal Landsat imagery. **Remote Sensing**, v. 6, p. 4173-4189, 2014.

ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: Earth Resources Technology Satellite – 1 Symposium, n. 3, 1973. **Proceedings...** Washington, 1973. p. 309 – 317.

ROZO, J. M. G.; NOGUEIRA, A. C. R.; CARVALHO, A. S. Análise multitemporal do sistema fluvial do Amazonas entre a ilha do Careiro e a foz do rio Madeira. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), n. 12, 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: Inpe, 2005. p. 1875–1882. Disponível em <<http://urlib.net/rep/ltid.inpe.br/sbsr/2004/10.20.15.44?languagebutton=en>>. Acessado em 15 março de 2015.

ROZO, M. G.; NOGUEIRA, A. C. R.; TRUCKENBRODT, W. The anastomosing pattern and the extensively distributed scroll bars in the middle Amazon River. **Earth Surface Processes and Landform**. n. 37, p.1471-1488, 2012.

ROZO, M. G.; NOGUEIRA, AFONSO C. R.; CASTRO, C. S. Remote sensing-based analysis of the planform changes in the Upper Amazon River over the period 1986-2006. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 51, p. 28-44, 2014.

SCHMIDT, G. et al. **Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System (LEDAPS) Algorithm Description**. Reston: USGS, 2013. Disponível em <<http://pubs.usgs.gov/of/2013/1057/>>. Acesso em 20 de nov. 2013.

SHAO, Y.; LUNETTA, R.S. Comparison of support vector machine, neural network, and CART algorithms for the land-cover classification using limited training data points. **ISPRS J. Photogram. Remote Sensing**, v. 70, p. 78–87, 2012.

SHEIKH, P. A.; MERRY, F. D.; MCGRATH, D. G. Water buffalo and cattle ranching in the Lower Amazon Basin: Comparisons and conflicts. **Agricultural Systems**, v. 87, p. 313–330, 2006.

SIOLI, H. Sedimentation im Amazonasgebiet. **Geologische Rundschau**, v. 45, p. 608-633, 1957.

SULLA-MENASHE, D.; KENNEDY, R. E.; YANG, Z.; BRAATEN, J.; KRANKINA, O. N.; FRIEDL, M. A. Detecting forest disturbance in the Pacific Northwest from MODIS time series using temporal segmentation. **Remote Sensing of Environment**, p. 1–10, 2013.

TINER, R. W. Wetland Classification. In: Tiner, R. W. (Eds.) **Wetland Indicators: A Guide to Wetland Identification, Delineation, Classification, and Mapping**. New York: CRC Press LLC, 1999, cap 8, p. 320-360.

TOMASELLA, J.; PINHO, P. F.; BORMA, L. S.; MARENGO, J. A. NOBRE, C. A.; BITTENCOURT, O. R. F. O.; PRADO, M. C. R.; RODRIGUEZ, D. A.; CUARTAS, L. A. The droughts of 1997 and 2005 in Amazonia: floodplain hydrology and its potential ecological and human impacts. **Climatic Change**, v. 116, p. 723–746, 2013.

VAPNIK, V. N. **The Nature of Statistical Learning Theory**. New York: Springer Verlag, 1995.

WALKER, W.S.; STICKLER, C.M.; KELLNDORFER, J.M.; KIRSCH, K.M.; NEPSTAD, D.C. Large-Area Classification and Mapping of Forest and Land Cover in the Brazilian Amazon: A Comparative Analysis of ALOS/PALSAR and Landsat Data Sources. **IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens.**, v. 3, p. 594–604, 2010.

WEBB, A. **Statistical Pattern Recognition**. 1. ed. [S.l.]: Wiley, 2002.

WINKLERPRINS, A. M. G. A. Jute cultivation in the lower Amazon, 1940–1990: an ethnographic account from Santarém, Pará, Brasil. **Journal of Historical Geography**, v. 32, n. 4, p. 818-838, 2006.

WITTEN, I.; FRANK, E. **Data mining: practical machine learning tools and techniques**. 2. Ed. San Francisco, CA: Morgan Kaufmann Publishers, 2005. 524 p.

WITTMANN, F.; ANHUF, D.; FUNK, W. J. Tree species distribution and community structure of central Amazonian várzea forests by remote-sensing techniques. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 06, p. 805–820, 2002.

WITTMANN, F.; JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. **Forest Ecology and Management**, v. 196, n. 2-3, p. 199-212, 2004.

WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; JUNK, W. J. Phytogeography, species diversity, community structure and dynamics of Amazonian floodplain forests. In: Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P.(Eds.) **Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Berlin: Springer Verlag, 2010a, cap. 4, p.61–102.

WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J. WITTMANN, A. O.; PIEDADE, M. T. F.; PAROLIN, P.; JUNK, W. J.; GUILLAUMET, J. L. **Manual de árvores de várzea da Amazônia**

Central: taxonomia, ecologia e uso. MANAUS: INPA, 2010b, p. 298. ISBN (9788521100676).

WORBES, M. KLINGE, H.; REVILLA, J. D.; MARTIUS, C. On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forests in Central Amazonia. **Journal of Vegetation Science**, v. 3, p. 553-564, 1992.

WORBES, M. The Forest Ecosystem of the floodplain. In: JUNK, W. J. (Ed). **The central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system**. Berlin: Springer, 1997. cap. 11. p. 223-265.

ZHU, Z.; WOODCOCK, C. E. Object-based cloud and cloud shadow detection in Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 118, p. 83-94, 2012.

ZHU, Z.; WOODCOCK, C. E.; OLOFSSON, P. Continuous monitoring of forest disturbance using all available Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 122, p. 75–91, 2012.

APÊNDICE A – MEDIDAS ESTATÍSTICAS DE VALIDAÇÃO DA MÁSCARA DE COBERTURA FLORESTA DE 1984, 2009 E 2013.

Tabela A1 – Matriz de confusão, Índice Kappa e Exatidão Global da máscara de cobertura floresta de 1984. F.V = Floresta de várzea.

Classes		Referência		Total	Kappa cond.	Kappa total (%)	Exatidão Global (%)
		F.V.	Outros				
Classificação	F.V.	97	3	100	0,94	0,97	0,98
	Outros	0	100	100	1		
	Total	93	103	200			

Tabela A2– Matriz de confusão, Índice Kappa e Exatidão Global da máscara de cobertura floresta de 2009. F.V = Floresta de várzea.

Classes		Referência		Total	Kappa cond.	Kappa total (%)	Exatidão global (%)
		F.V.	Outros				
Classificação	F.V.	96	4	100	0,92	0,96	0,98
	Outros	0	100	100	1		
	Total	94	104	200			

Tabela A3 – Matriz de confusão, Índice Kappa e Exatidão Global da máscara de cobertura floresta de 2013. F.V = Floresta de várzea.

Classes		Referência		Total	Kappa cond.	Kappa total (%)	Exatidão Global (%)
		F.V.	Outros				
Classificação	F.V.	96	4	100	0,92	0,96	0,98
	Outros	0	100	100	1		
	Total	16	28	200			

APÊNDICE B – MEDIDAS ESTATÍSTICAS DE VALIDAÇÃO DA DISCRIMINAÇÃO DOS AGENTES NATURAIS E ANTRÓPICOS CAUSADORES DE MUDANÇA DA FLORESTA DE VÁRZEA.

Tabela B1 – Matriz de confusão e Exatidão Global da classificação dos agentes naturais e antrópicos causadores da perda da floresta de várzea com base na primeira metade das amostras de treinamento para o classificador SVM.

Classes	Referência	Total	Exatidão
---------	------------	-------	----------

		Natural	Antrópico		global (%)
Classificação	Natural	410	0	410	91
	Antrópico	90	500	590	
	Total	500	500	1000	

Tabela B2 – Matriz de confusão e Exatidão Global da classificação dos agentes naturais e antrópicos causadores da perda da floresta de várzea com base na segunda metade das amostras de treinamento para o classificador SVM.

Classes		Referência		Total	Exatidão global (%)
		Natural	Antrópico		
Classificação	Natural	500	26	526	97
	Antrópico	0	474	474	
	Total	500	500	1000	