sid.inpe.br/mtc-m19/2012/03.13.20.54-TDI

ANÁLISE DA DINÂMICA DA COBERTURA FLORESTAL NO OESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO UTILIZANDO IMAGENS DE SATÉLITE

Matheus Pinheiro Ferreira

Dissertação de Mestrado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelo Dr. Diógenes Salas Alves, aprovada em 10 de abril de 2012.

URL do documento original:
<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3BGQ64L>

INPE
São José dos Campos
2012

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

CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELECTUAL DO INPE (RE/DIR-204):

Presidente:

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

Membros:

Dr. Antonio Fernando Bertachini de Almeida Prado - Coordenação Engenharia e Tecnologia Espacial (ETE)
Drª Inez Staciarini Batista - Coordenação Ciências Espaciais e Atmosféricas (CEA)
Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação Observação da Terra (OBT)
Dr. Germano de Souza Kienbaum - Centro de Tecnologias Especiais (CTE)
Dr. Manoel Alonso Gan - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPT)
Drª 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)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

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

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Ivone Martins - Serviço de Informação e Documentação (SID)

sid.inpe.br/mtc-m19/2012/03.13.20.54-TDI

ANÁLISE DA DINÂMICA DA COBERTURA FLORESTAL NO OESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO UTILIZANDO IMAGENS DE SATÉLITE

Matheus Pinheiro Ferreira

Dissertação de Mestrado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelo Dr. Diógenes Salas Alves, aprovada em 10 de abril de 2012.

URL do documento original:
<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3BGQ64L>

INPE
São José dos Campos
2012

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Ferreira, Matheus Pinheiro.
F413a Análise da dinâmica da cobertura florestal no oeste do estado de São Paulo utilizando imagens de satélite / Matheus Pinheiro Ferreira. – São José dos Campos : INPE, 2012.
xxvi + 79 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m19/2012/03.13.20.54-TDI)

Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2012.
Orientador : Dr. Diógenes Salas Alves.

1. imagens multitemporais. 2. regenaração florestal. 3. mudanças de uso e cobertura da terra. I.Título.

CDU 528.8

Copyright © 2012 do MCT/INPE. Nenhuma parte desta publicação pode ser reproduzida, armazenada em um sistema de recuperação, ou transmitida sob qualquer forma ou por qualquer meio, eletrônico, mecânico, fotográfico, reprográfico, de microfilmagem ou outros, sem a permissão escrita do INPE, com exceção de qualquer material fornecido especificamente com o propósito de ser entrado e executado num sistema computacional, para o uso exclusivo do leitor da obra.

Copyright © 2012 by MCT/INPE. No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system, or transmitted in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, recording, microfilming, or otherwise, without written permission from INPE, with the exception of any material supplied specifically for the purpose of being entered and executed on a computer system, for exclusive use of the reader of the work.

Aprovado (a) pela Banca Examinadora em cumprimento ao requisito exigido para obtenção do Título de Mestre em

Sensoriamento Remoto

Dr. Bernardo Friedrich Theodor Rudorff

Presidente / INPE / SJCampos - SP

Dr. Diógenes Salas Alves

Orientador(a) / INPE / SJCampos - SP

Dr. Yosio Edemir Shimabukuro

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

Dr. Mateus Batistella

Convidado(a) / EMBRAPA / Campinas - SP

Este trabalho foi aprovado por:

( ) maioria simples

(x) unanimidade

Aluno (a): Matheus Pinheiro Ferreira

São José dos Campos, 10 de abril de 2012

“Pior que não terminar uma viagem é nunca partir”.

Amyr Klink

A meus pais e a minha família.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus por essa oportunidade que me proporcionou muito aprendizado e experiência de vida.

Sou muito grato a meus pais e a minha família pelo apoio incondicional durante a realização deste trabalho.

A minha namorada, Mariana, e sua família pelo carinho e compreensão em todos os momentos, sejam eles de alegria ou não.

Aos meus companheiros de República: Clódis, Gabriel e Jonas pelo companheirismo e amizade.

A todos os colegas do INPE que, de alguma forma, contribuíram nesta etapa tão importante.

Especialmente aos pesquisadores: Dr. Diógenes Alves, pela paciência e orientação formidável durante a realização deste estudo, ao Dr. Yosio Shimabukuro, também pela paciência e contribuições metodológicas muito importantes para esta pesquisa.

Ao amigo Fabrício, pelas conversas que muito ajudaram na elaboração do trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de mestrado e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal do Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro para o trabalho de campo.

RESUMO

A Floresta Atlântica Brasileira perdeu mais de 90% de sua cobertura florestal original devido, principalmente, a expansão da fronteira agrícola. No entanto, há evidências que comprovam a recuperação da vegetação em algumas regiões deste Bioma, indicando, portanto, que a dinâmica da cobertura florestal não está meramente baseada no desmatamento. Neste trabalho, imagens multitemporais *Landsat* 5 (TM) abrangendo o período de 1986-2009 foram utilizadas para mapear fragmentos florestais e investigar a dinâmica da cobertura florestal em uma região altamente antropizada no Oeste do Estado de São Paulo, correspondente a cena WRS/TM 222/075. A escolha da área de estudo foi motivada, entre outros fatores, pela observação de áreas de regeneração no interior de atuais fragmentos florestais. As imagens TM geometricamente retificadas e corrigidas dos efeitos atmosféricos foram transformadas em NDVI, para realçar florestas, e fração solo, para destacar regiões sem fisionomia florestal no interior de atuais fragmentos florestais ao longo das imagens multitemporais. Polígonos do mapeamento da Fundação SOS Mata Atlântica de 2009 serviram como máscara na realização de classificações não-supervisionadas. Após vários testes, as classes obtidas pelo algoritmo K-médias foram utilizadas como amostras de treinamento para a classificação por máxima verossimilhança (MAXVER) de toda área de estudo. Vários procedimentos de pós-classificação foram efetuados a fim de eliminar *pixels* rotulados erroneamente. Para avaliar as classificações foi confeccionado, por interpretação visual, um mapa da cobertura florestal contida no interior de dez áreas com 10x10 Km de dimensão. Como o algoritmo MAXVER foi aplicado para toda extensão da área de estudo, houve a detecção de áreas com fisionomia florestal sem sobreposição com o mapa da Fundação SOS Mata Atlântica. Estas áreas foram vetorizadas, exportadas para o formato KML e individualmente analisadas na plataforma Google Earth, mostrando que elas compreendiam três classes de cobertura da terra: florestas, reflorestamentos e áreas alagáveis, sendo, esta última, definida com auxílio de imagens de curvatura horizontal da base de dados TOPODATA. As estimativas dos índices de concordância *Kappa* para as classificações baseadas em imagens NDVI e fração solo foram, $\bar{k}$ = 0,6626 e $\bar{k}$ = 0,7438, respectivamente. A quantidade de polígonos sem sobreposição com o mapa da Fundação SOS Mata Atlântica foi de 1.627 para o método baseado em imagens NDVI, dos quais, 122 ou 1.704 ha apresentaram fisionomia florestal, e 362 para o método baseado em imagens fração solo, dos quais, 182 ou 2.603 ha possuíam fisionomia florestal. Estes resultados sugerem que a dinâmica da cobertura florestal da área de estudo não está meramente baseada na perda de vegetação nativa, mas, também, na incorporação de novas áreas com fisionomia florestal, ou seja, áreas de regeneração e reflorestamentos, previamente ocupadas por pastagem e agricultura. A metodologia proposta foi capaz de incorporar nos mapas gerados, informações sobre os antigos processos de uso da terra que fizeram parte da história da cobertura florestal.

ANALYZING FOREST COVER DYNAMICS IN THE WESTERN PART OF SÃO PAULO STATE USING SATELLITE IMAGES

ABSTRACT

The Brazilian Atlantic Forest (BAF) has lost more than 90% of its original forest cover, mainly, due to the expansion of the agricultural frontier. The resulting landscapes are dominated by agriculture and pastures, where, in spite of some indications of increasing forest area, the actual dynamics of forest cover is not completely understood. In this work, Landsat Thematic Mapper (TM) imagery from the 1986-2009 period were used to map forest fragments and investigate forest cover dynamics in a BAF area occupied for more than a century in the State of São Paulo, southeast Brazil. The choice of the study area was motivated, among other factors, by the observation of forest regrowth areas within existing forest fragments. The geometrically and atmospherically corrected TM images were transformed into NDVI, to enhance forest cover, and soil fraction, to enhance non-forest areas within existing forest fragments along the time-series. The images were processed using unsupervised algorithms after being masked by a reference map of Atlantic Forest fragments produced by the SOS Mata Atlântica Foundation. The clusters produced by the K-means algorithm were used as training samples for running the MAXVER algorithm for the entire study area. Several post-classification procedures were performed in order to eliminate misclassified pixels. An accuracy assessment was made by comparing the classification results with ten randomly selected 10x10 km areas for which a forest cover map was produced by visual interpretation. Because the MAXVER classifications were produced for the entire study site, they detected forested areas outside the limits of the reference map. These areas were converted to vector format, exported into KML files and individually analyzed on the Google Earth system, showing that they comprised three distinct classes, namely, forest, forest plantation and wetlands, the latter being defined using horizontal terrain-curvature image maps derived from the TOPODATA project. The estimation of the *Kappa* coefficients of agreement produced $\bar{k}$ = 0,6626 for the NDVI multitemporal series classification and $\bar{k}$ = 0,7438 for the soil fraction multitemporal series classification. The amount of polygons without overlap with the SOS Mata Atlântica Foundation map was 1.627 for the method based on NDVI, of which 122 or 1.704 ha were areas with forest physiognomies, and 362 for the method based on soil fraction images, of which, 182 or 2.603 ha were areas with forest physiognomies. These results suggest that forest cover dynamics of the region studied is a complex process, not merely based on forest loss, but also in the appearance of some new areas of forest, such as forest plantations and regrowth. The proposed methodology was able to incorporate on the generated maps, information about past land use processes that were part of the forest cover history.

LISTA DE FIGURAS

Pág.

Figura 3.1 - Extensão geográfica do Bioma Mata Atlântica segundo a Lei Nº 11.428 de 22 de dezembro de 2006. 6

Figura 3.2 - Sub-regiões biogeográficas da Mata Atlântica. 8

Figura 3.3 - Clusters identificados pelo algoritmo K-médias em uma série temporal de EVI. 18

Figura 3.4 - Comportamento da fração vegetação e solo com destaque para áreas desflorestadas. 19

Figura 3.5 - Curvatura horizontal derivada da altimetria. 22

Figura 4.1 - Localização da área de estudo sobre altimetria. 23

Figura 4.2 - Localização da área de estudo sobre mapa político, indicando as sedes de alguns municípios. 24

Figura 4.3 - Exemplo fragmento florestal da Floresta Atlântica de Interior na área de estudo. Em (a) fotografia obtida em 26/09/2011 e variação da resposta espectral entre o início (b) (composição colorida R4 G5 B7 de 10/04/2011) e o final (c) (composição colorida R4 G5 B7 de 26/09/2011) da estação seca. 25

Figura 4.4 - Remanescentes florestais presentes na área de estudo. 26

Figura 5.1 - Fluxograma das etapas de trabalho. 30

Figura 5.2 - Curva cumulativa da área dos remanescentes. 35

Figura 5.3 - Distribuição espacial das áreas de interpretação visual utilizadas na elaboração do mapa referência da cobertura florestal. 37

Figura 6.1 - Exemplos de áreas obtidas pela classificação de série multitemporal de imagens NDVI, combinados com os remanescentes mapeados por SOS Mata Atlântica e INPE (2009). A sobreposição sobre a composição colorida ilustra alguns resultados da classificação do NDVI que não correspondem a fragmentos florestais. 40

Figura 6.2 - Exemplos de áreas não mapeadas como remanescentes em SOS Mata Atlântica e INPE (2009), e classificadas pelo método proposto neste trabalho. As áreas correspondentes às classes floresta (a) e reflorestamento (b) apresentam fisionomia florestal, enquanto (c), a classe área alagável não denota fisionomia florestal. 41

Figura 6.3 - Efeito da deciduidade ilustrado em composições coloridas (R4 G5 B7) de passagens adquiridas da estação chuvosa (a) e seca (b). A área delimitada corresponde a um fragmento florestal não mapeado por SOS Mata Atlântica e INPE (2009). 43

Figura 6.4 - Distribuição dos polígonos classificados como vegetação com a série multitemporal de imagens NDVI e não mapeados como remanescentes em SOS MATA ATLÂNTICA e INPE (2009), para as três classes de cobertura da terra e formas de relevo. 45

Figura 6.5 - Exemplos da classe floresta em composições coloridas (R4 B5 G7) de 29/10/2009 e MDE com exagero vertical de 15 vezes (a, c) e perfis topográficos correspondentes (b, d). 46

Figura 6.6 - Exemplos da classe reflorestamento em composições coloridas (R4 B5 G7) de 29/10/2009 e MDE com exagero vertical de 15 vezes (a, c) e perfis topográficos correspondentes (b, d). 47

Figura 6.7 - Exemplos da classe vegetação de várzea em composições coloridas (R4 B5 G7) de 29/10/2009 e MDE com exagero vertical de 15 vezes (a, c) e perfis topográficos correspondentes (b, d). 48

Figura 6.8 - Distribuição dos polígonos classificados como vegetação com a série multitemporal de imagens fração solo e não mapeados como remanescentes em SOS Mata Atlântica e INPE (2009), para três classes de cobertura da terra e formas de relevo. 50

Figura 6.9 - Exemplos de áreas não mapeadas como remanescentes em SOS Mata Atlântica e INPE (2009), e classificadas pelo método proposto neste trabalho. As áreas correspondentes às classes floresta (a) e reflorestamento (b) apresentam fisionomia florestal, enquanto (c), a classe área alagável não denota fisionomia florestal. 51

Figura 6.10 - Exemplos da classe floresta em composições coloridas (R4 B5 G7) de 29/10/2009 e MDE com exagero vertical de 15 vezes (a, c) e perfis topográficos correspondentes (b, d). 52

Figura 6.11 - Exemplos da classe reflorestamento em composições coloridas (R4 B5 G7) de 29/10/2009 e MDE com exagero vertical de 15 vezes (a, c) e perfis topográficos correspondentes (b, d). 53

Figura 6.12 - Polígonos da classe vegetação de várzea sob composição colorida R3G4B5 de 29/10/2009 e MDE com exagero vertical de 15 vezes e perfis topográficos correspondentes (b, d). 54

Figura 6.13 – Exemplo de regeneração em fragmento florestal. (a) composição colorida (R4 G5 B7) de 26/07/1986 mostrando a dominância de pasto na porção central da imagem. (b) composição colorida (R4 G5 B7) de 29/09/2009 mostrando regeneração florestal na área que havia pastagem em 1986. (c) mapa da cobertura florestal derivado da série multitemporal de imagens fração solo, descriminando variações espectrais oriundas dos antigos processos de uso da terra, as cores indicam diferentes graus de degradação. (d) comportamento da fração solo em 26/07/1986, 26/11/1996 e 28/04/2006, altos valores em 1986 destacam áreas sem fisionomia florestal dentro do fragmento (e) fotografia obtida no dia 25/09/2011, mostrando o processo de sucessão em curso com ocorrência de várias espécies arbóreas. 62

Figura 6.14 - Evidência de que os fragmentos florestais são invadidos pelo gado. 63

Figura 6.15 - Alta densidade de lianas em fragmento floresta, ocasionado pela circulação do gado que compacta o solo e favorece o crescimento deste tipo de planta. 63

Figura 6.16 - Comportamento das classes K-médias ao longo da série multitemporal de imagens fração solo. Para construção das curvas foram calculadas as médias dos pixels de cada classe em todos os anos de análise. 64

Figura 6.17 - Comportamento das classes K-médias ao longo da série multitemporal de imagens NDVI. Para construção das curvas foram calculadas as médias dos pixels de cada classe em todos os anos de análise. 65

Figura 6.18 - Exemplo de monocultura com espécies do gênero Eucalyptus spp., frequentemente observada durante a viagem de campo. 59

Figura 6.19 - Exemplo de monocultura de seringueira (Hevea brasiliensis) para produção de látex, atividade frequentemente observada durante a viagem de campo. 60

Figura 6.20 - Exemplo de plantio de espécies nativas para fins de restauração florestal (coordenadas). 60

LISTA DE TABELAS

Pág.

Tabela 3.1 - Principais características do sensor Thematic Mapper (TM)..... 21

Tabela 5.1 - Passagens da cena WRS TM 222/075 que foram utilizadas na pesquisa. 27

Tabela 5.2 - Número de pontos de controle e erro médio quadrático (RMSE) da correção geométrica das imagens utilizadas na pesquisa, WRS/TM 222/075, Bandas 1-5 e 7. 31

Tabela 6.1 - Matriz de confusão entre o mapa referência e o mapa da cobertura florestal obtido com imagens NDVI. 43

Tabela 6.2 - Matriz de confusão entre o mapa referência e o mapa da cobertura florestal obtido com imagens fração solo. 49

Tabela 6.3 - Distribuição dos polígonos localizados fora dos remanescentes florestais de SOS Mata Atlântica e INPE (2009), identificados com base em séries multitemporais de imagens NDVI e fração solo para mapear a cobertura florestal e suas respectivas áreas e porcentagens em relação a área total dos polígonos inspecionados com imagens de alta resolução do Google Earth. 57

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

6S	*Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum*
DOS	*Dark Object Subtraction*
ENVI	*Environment for Visualizing Images*
EVI	*Enhanced Vegetation Index*
FAB	Floresta Atlântica Brasileira
FAO	Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
GloVis	*Global Visualization Viewer*
IAF	Índice de Área Foliar
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IVs	Índices de Vegetação
KML	*Keyhole Markup Language*
MDE	Modelo Digital de Elevação
MLME	Modelo Linear de Mistura Espectral
MODIS	*Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer*
NASA	*National Aeronautics and Space Administration*
NDVI	Índice de Vegetação da Diferença Normalizada
RMSE	Erro médio quadrático
SAD-69	*Datum South America 1969*
SPRING	Sistema de Processamento de Informações Georeferenciadas
SR	Razão Simples
SRTM	*Shuttle Radar Topography Mission*
TM	*Thematic Mapper*
TRMM	Dados de precipitação mensal acumulada
UTM	Universal Transversa de Mercator
WGS-84	*World Geodetic System 1984*
WRS	*World Reference System*

LISTA DE SÍMBOLOS

C1,C2	Coeficientes para ajuste das resistências dos efeitos dos aerossóis da atmosfera
G	Fator de ganho
L	*Canopy backgroung*
ρ_a	Faixa do azul
ρ_a	Faixa do vermelho
ρ_{ivp}	Faixa do infravermelho próximo

SUMÁRIO

Pág.

1 INTRODUÇÃO 1

2 OBJETIVOS 3

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA 5

3.1 O Bioma Mata Atlântica 5
3.1.1 Sub-regiões biogeográficas da Mata Atlântica 7

3.2 Histórico de ocupação da Mata Atlântica 9

3.3 Dinâmica da cobertura florestal na Mata Atlântica 10

3.4 Processo de regeneração de florestas e sua ecologia 11

3.5 Detecção de mudanças por sensoriamento remoto 13
3.5.1 Mudanças de uso e cobertura da terra 13
3.5.2 Mudanças na vegetação 15
3.5.2.1 Índices de Vegetação (IVs) 15
3.5.2.2 Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME) 18
3.5.3 Correção atmosférica de imagens de satélite 20

3.6 Plataformas orbitais e sensores 21
3.6.1 Sensor Thematic Mapper (TM) 21

3.7 Curvatura horizontal da base de dados TOPODATA 21

4 ÁREA DE ESTUDO 23

4.1 Localização e histórico de ocupação 23

4.2 Fitofisionomia 25

4.3 Remanescentes florestais 26

5 MATERIAL E MÉTODOS 27

5.1 Material 27
5.1.1 Imagens Landsat 5 TM 27
5.1.2 Imagens de curvatura horizontal 28
5.1.3 Mapa de remanescentes florestais da Fundação SOS Mata Atlântica 28

5.2 Métodos 29
5.2.1 Procedimentos metodológicos 29

5.2.1.1 Correção geométrica 31
5.2.1.2 Correção atmosférica 32
5.2.1.3 Aplicação do MLME e NDVI 32
5.2.1.4 Classificações não-supervisionadas de áreas do mapa da SOS Mata Atlântica..... 33
5.2.1.5 Classificação por máxima verossimilhança de toda área de estudo . 33
5.2.1.6 Procedimentos de pós-classificação 34
5.2.1.7 Comparação com o mapa da SOS Mata Atlântica 35
5.2.1.8 Eliminação de áreas com baixo NDVI 35
5.2.1.9 Interpretação visual utilizando-se imagens Google Earth..... 36
5.2.1.10 Análise de imagens de curvatura horizontal do TOPODATA 36
5.2.2 Elaboração do mapa referência para avaliação das classificações..... 36

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO..... 39

6.1 Mapeamento da cobertura florestal com base nas de imagens multitemporais NDVI 39

6.2 Mapeamento da cobertura florestal com base nas imagens multitemporais fração solo..... 49

6.3 Análise da dinâmica da cobertura florestal 55

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES..... 67

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... 71

1 INTRODUÇÃO

A Floresta Atlântica Brasileira (FAB) cobria originalmente uma área de 1,3 milhões de km², dos quais, devido à expansão da fronteira agrícola e conversão de áreas de floresta em agricultura, restam menos de 10 % (DEAN, 1996; MACHADO, 1998; MORELLATO; HADDAD, 2000; SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2009, RIBEIRO et al., 2011). A persistente derrubada das matas, associada o fato da vegetação natural remanescente existir em fragmentos dispersos, muitas vezes menores do que 100 hectares (RANTA et al., 1998) e frequentemente incluir formações florestais com baixos a médios estágios de sucessão (VIANA et al. 1997) motivaram o monitoramento contínuo deste Bioma.

Iniciando no final da década de 1980 a Fundação SOS Mata Atlântica, em parceria com o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), têm utilizado imagens do satélite *Landsat Thematic Mapper* (TM) para produzir e atualizar o Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica e Ecossistemas Associados (p.e. SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2009). Estas instituições mapeiam regularmente a FAB (p.e. SOS MATA ATLÂNTICA et al., 1998; SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2002, 2009) e observaram a perda na cobertura florestal em diversas regiões do Brasil, inclusive no Estado de São Paulo.

Não obstante a perda contínua de florestas, algum grau de recuperação da vegetação natural tem sido postulado como parte da dinâmica da cobertura florestal dentro do domínio da Mata Atlântica (p.e. EHLERS, 2003). Ainda nesta abordagem, os censos agropecuários do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (IBGE, 1998, 2008) apontam um aumento nas áreas de matas e florestas, para o estado de São Paulo, da ordem de 370.000 hectares, indicando um considerável aumento no número de estabelecimentos rurais que possuem algum tipo de cobertura florestal (natural ou plantada).

Como observado em regiões temperadas a recuperação das florestas pode estar associada a uma série de processos socioeconômicos (p.e. (MATHER; NEEDLE, 1998; RUDEL et al., 2005), mas sua ocorrência atual na Mata Atlântica tem sido contestada (p.e. MELGES et al., 2011). O levantamento de

áreas de regeneração florestal impõe desafios técnicos e, ao mesmo tempo, pode contribuir para um melhor entendimento da evolução dos sistemas de uso da terra. Nesse contexto, o sensoriamento remoto devido a suas características espaciais, espectrais e temporais oferece importantes subsídios para o estudo da dinâmica da cobertura florestal (MORAN et al., 1994; LU et al., 2003, ALVES et al., 2003, MELLO; ALVES, 2011). Além disso, este tipo de dado também tem sido utilizado com sucesso em estudos de mudanças de uso e cobertura da terra (p.e. ALVES et al., 2003; KAUFMANN; SETO, 2001; MORAN; OSTROM, 2005).

O presente estudo foi motivado pela observação da perda contínua de florestas acompanhada de algum grau de regeneração florestal em uma região altamente antropizada do Oeste do Estado de São Paulo, indicando que imagens de sensoriamento remoto podem contribuir para melhorar nossa compreensão da dinâmica da cobertura florestal no domínio da Mata Atlântica.

2 OBJETIVOS

O objetivo geral desta pesquisa foi analisar a dinâmica da cobertura florestal, na porção Oeste do estado de São Paulo correspondente à cena WRS/TM 222/075, a partir de imagens multitemporais *Landsat/TM* e técnicas de processamento digital.

Os objetivos específicos incluíram:

a) Concepção de uma metodologia para detecção de fragmentos florestais da área de estudo a partir de imagens multitemporais de satélite;

b) Avaliação de métodos de processamento digital de imagens para análise da dinâmica da cobertura florestal da área de estudo;

c) Investigação de processos que contribuíram na dinâmica da cobertura florestal da área de estudo.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Este capítulo visa primeiramente apresentar a relevância ecológica do Bioma Mata Atlântica e sua divisão em sub-regiões biogeográficas. Em seguida será apresentada de forma breve a história de ocupação do Bioma e alguns trabalhos que tratam de investigar a dinâmica de cobertura florestal e a ecologia dos processos de regeneração das florestas. Dando sequência, será realizada uma revisão bibliográfica da utilização do sensoriamento remoto na detecção de mudanças de uso e cobertura da terra e da vegetação. Então será abordada a questão da correção atmosférica de dados orbitais. Finalmente, serão apresentadas as principais características dos dados de curvatura horizontal do banco de dados TOPODATA.

3.1 O Bioma Mata Atlântica

Segundo Rizzini (1992) a Floresta Atlântica cobre uma ampla faixa latitudinal ao longo da costa brasileira que vai do Rio Grande do Sul ao Rio Grande do Norte. No entanto, essa floresta não está apenas distribuída na faixa litorânea, estendendo-se também pelo interior de diversos estados.

Mata Atlântica é um termo popular que não possui um significado científico preciso. Sua delimitação geográfica tem sido objeto de longas discussões e opiniões amplamente divergentes. É possível, entretanto, considerar algumas definições como a da Lei Nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, regulamentada pelo Decreto Federal Nº 6.660, de 21 de novembro de 2008, que considera integrantes do Bioma Mata Atlântica as seguintes formações florestais nativas e ecossistemas associados: Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Mista, também denominada de Mata de Araucárias; Floresta Ombrófila Aberta; Floresta Estacional Semidecidual; Floresta Estacional Decidual; campos de altitude; áreas das formações pioneiras, conhecidas como manguezais, restingas, campos salinos e áreas aluviais; refúgios vegetacionais; áreas de tensão ecológica; brejos interioranos e encraves florestais, representados por disjunções de Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional

Decidual; áreas de estepe, savana e savana-estépica; e vegetação nativa das ilhas costeiras e oceânicas.

Estas formações florestais nativas e ecossistemas associados estão distribuídos em 17 estados brasileiros e ocupam uma área equivalente a 15 % do território nacional (Figura 3.1).

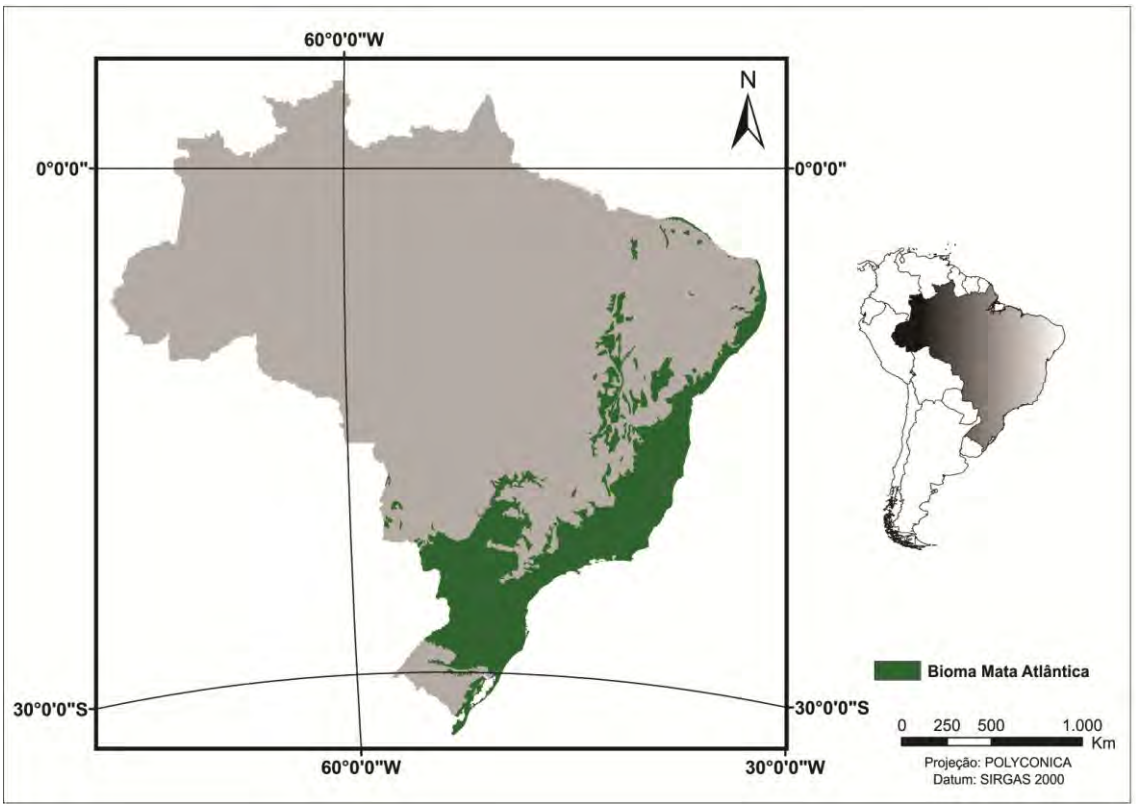


Figura 3.1 - Extensão geográfica do Bioma Mata Atlântica segundo a Lei Nº 11.428 de 22 de dezembro de 2006.
Fonte: Adaptado de IBGE (2008)

O Bioma Mata Atlântica abriga uma extraordinária biodiversidade fruto de variações ambientais e um conjunto ímpar de paisagens. Este bioma encontra-se isolado de outros dois grandes blocos de florestas da América do Sul: A Floresta Amazônica e as Florestas Andinas. O Cerrado e a Caatinga, dois Biomas de vegetação aberta, são os responsáveis por este isolamento que resultou em um elevado número de espécies endêmicas. É importante destacar que a Mata Atlântica nem sempre esteve separada da Floresta Amazônica. Em um passado relativamente recente, esses dois Biomas eram conectados, o que explica, por exemplo, o fato de animais tipicamente amazônicos serem

encontrados em remanescentes da Mata Atlântica nordestina (CÂMARA, 2005).

Estima-se a ocorrência de 20 mil espécies de plantas vasculares, sendo seis mil endêmicas, 261 espécies de mamíferos, 620 de aves, 200 de répteis, 280 de anfíbios dos quais, 61%, 12%, 30% e 90% respectivamente, são espécies endêmicas (MITTERMEIER, 1999). Devido à alta diversidade de espécies e alto grau de endemismo, o Bioma Mata Atlântica foi considerado internacionalmente um dos 25 *hotspots* de biodiversidade (áreas que perderam pelo menos 70% de sua cobertura vegetal origina, mas que, juntas, abrigam mais de 60% de todas as espécies terrestres do planeta), com prioridade de conservação (MYERS et al., 2000).

O que influenciou a diversidade da fauna e da flora no Bioma Mata Atlântica foi a história geológica e climática da região como um todo. Do ponto de vista geológico, grandes falhas proporcionaram variações abruptas do relevo e essa topografia influenciou muito o regime pluviométrico e consequentemente a vegetação. Já as variações climáticas, que ocorreram ao longo da história da Terra, influenciaram sucessivas retrações e expansões de diferentes formações florestais. Essa alta diversidade de condições ecológicas contribuiu para a enorme diversidade biológica e para o grande número de espécies endêmicas que persiste, apesar do desmatamento extremo (CÂMARA, 2005).

3.1.1 Sub-regiões biogeográficas da Mata Atlântica

Como enfatizado no item anterior, o Bioma Mata Atlântica não se distribui de forma homogênea ao longo do território brasileiro. Nesta abordagem, Silva e Casteleti (2003) se basearam no conceito de áreas de endemismo (caracterizadas pela presença de pelo menos duas espécies endêmicas) e áreas de transição (caracterizadas pela ocorrência de fenômenos biológicos únicos como zona de contato entre espécies) para dividir o Bioma Mata Atlântica em sub-regiões biogeográficas (Figura 3.2). Como esta classificação é anterior a promulgação da Lei Nº 11.428, a área ocupada pelo Bioma é ligeiramente diferente.

As florestas de interior, sub-região em que este trabalho foi desenvolvido, são áreas de transição onde o tipo de fitofisionomia predominante é a floresta sazonal semidecídua (OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 1995). Esta floresta se estende em direção ao Centro e Sudeste do país, normalmente com altitudes superiores a 600 metros e clima sazonal com severa estação seca de abril a setembro (LEITÃO-FILHO, 1982).

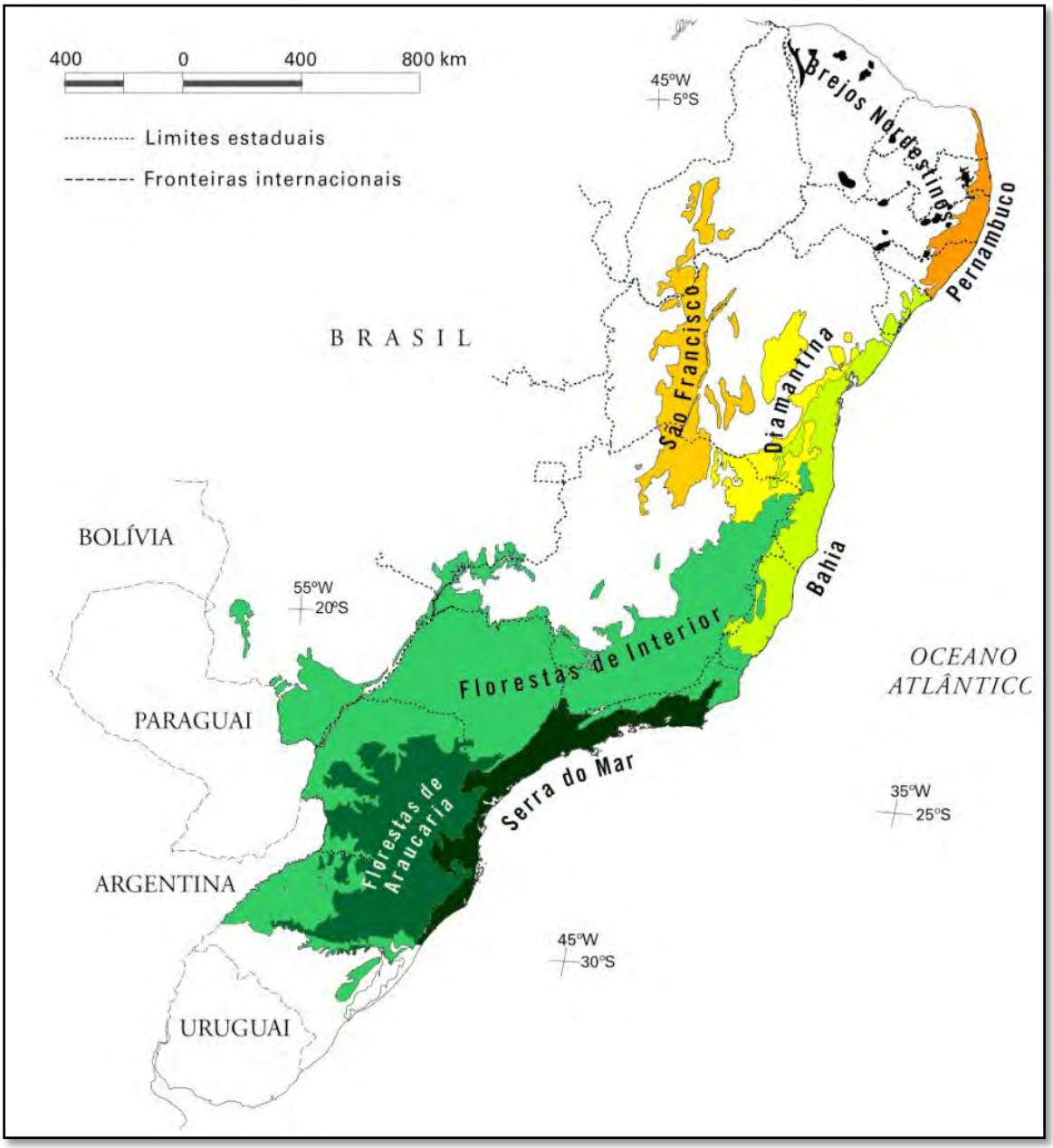


Figura 3.2 - Sub-regiões biogeográficas da Mata Atlântica.
Fonte: Adaptado de Silva e Casteleti (2003)

3.2 Histórico de ocupação da Mata Atlântica

Historicamente, o Bioma Mata Atlântica foi o primeiro Bioma brasileiro a sentir os impactos da colonização (DEAN, 1996). Ao chegarem ao Brasil os portugueses encontraram um conjunto impressionante de recursos naturais, e logo perceberam que a exploração direta da natureza seria a principal fonte de riquezas. Iniciou-se então uma exploração descontrolada baseada na idéia de um universo grandioso.

Desde então, vários ciclos econômicos se desenvolveram no domínio do Bioma Mata Atlântica, derrubando ou degradando praticamente toda a cobertura florestal original (MACHADO, 1998). Atualmente, a situação das formações florestais e dos ecossistemas associados é considerada crítica por diversos autores. Mori et al. (1981) comentaram que, entre os desastres ecológicos dos últimos séculos, a devastação do Bioma Mata Atlântica foi um dos mais alarmantes. A floresta encontra-se altamente fragmentada e há pouca conectividade dos remanescentes. As extensões contínuas de floresta estão localizadas em complexos montanhosos próximos ao litoral nas regiões Sul e Sudeste. Nestes locais, o processo de ocupação foi dificultado pelo relevo acidentado e pouca infra-estrutura de transporte.

Machado (1998) assume que a agricultura, principal atividade econômica de frentes pioneiras de ocupação, se fazia à custa da destruição das florestas. As zonas pioneiras do século XIX, expansão das “marchas pioneiras” correspondentes ao deslocamento espacial das fronteiras do café no Sudeste do Brasil, foram responsáveis pela ocupação de áreas de Floresta Atlântica no Estado de São Paulo (MACHADO, 1998). Na primeira metade do século XX, não só o café, como outros produtos de origem agropecuária, responderam também por esta ocupação, tornando atualmente estas zonas pioneiras, em conjunto com aquelas do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Minas Gerais e Goiás, responsáveis por quase 75% da produção agrícola do país (MACHADO, 1998).

3.3 Dinâmica da cobertura florestal na Mata Atlântica

Alguns estudos afirmam que a dinâmica da cobertura florestal da Mata Atlântica não está meramente baseada na perda de vegetação natural (p.e. EHLERS, 2003; BAPTISTA; RUDEL, 2006). Ehlers (2003) utilizou dados do mapeamento dos remanescentes florestais da Fundação SOS Mata Atlântica do período de 1990-1995 (SOS MATA ATLÂNTICA et al., 1998) e 1995-2000 (SOS MATA ATLÂNTICA, 2002) para estudar os fatores determinantes da recuperação da Mata Atlântica no estado de São Paulo. Nesta pesquisa, o autor considerou que, embora a contabilização das florestas para todo o estado indicasse desmatamento, diversos municípios aumentaram suas áreas de floresta. Assim, a dinâmica da cobertura florestal não é homogênea para todo o estado de São Paulo, podendo divergir de acordo com a região. Já Baptista e Rudel (2006) analisaram dados de mudanças na cobertura florestal dos censos do IBGE da década de 1970 (IBGE, 1979) a 1995/1996 (IBGE, 1998) para o estado de Santa Catarina e constataram um aumento na área de florestas, ocasionada principalmente pela expansão de reflorestamentos próximos a centros urbanos. Recentemente, um estudo realizado por Melges et al. (2011) apontou resultados conflitantes ao analisar dados do IBGE e do Instituto Florestal (IF) sobre a dinâmica da cobertura florestal. Estes autores salientam a necessidade de um monitoramento mais consistente da cobertura florestal para que seja possível discutir a transição florestal no Estado de São Paulo.

A teoria da “transição florestal” propõe que mudanças na cobertura florestal são decorrentes de uma série de processos sócio-econômicos como, por exemplo, a industrialização e a urbanização (MATHER; NEEDLE, 1998). Em teoria, a transição florestal ocorre quando os dois mencionados processos transformam as sociedades. Durante a primeira fase, a demanda urbana por madeira e alimentos impulsiona a expansão da fronteira agrícola e conversão de áreas de floresta em agricultura. Após este declínio da vegetação natural, os produtos de origem florestal começam a ficar escassos e, consequentemente, mais caros. Ao mesmo tempo, o aumento do êxodo rural, no qual, os trabalhadores rurais abandonam suas terras em função da oferta de trabalhos mais vantajosos sem

relação com a atividade agrícola (RUDEL et al., 2005), faz com que a mão-de-obra no campo diminua.

Estes dois fenômenos levam os produtores rurais a ocupar as melhores terras com agricultura e repensar o uso das demais. O aumento do preço de produtos florestais como, por exemplo, a madeira, torna o plantio de florestas mais atrativo do que as atividades tradicionais (RUDEL et al., 2005), fazendo com que as piores terras sejam utilizadas para fins silviculturais (MATHER; NEEDLE, 1998).

Analisando o documento *Forest Resource Assessment 2000*, publicado pela Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), Rudel et al. (2005) comentam que o processo de transição florestal não ocorreu de forma expressiva no Brasil durante a década de 1990. Porém, o mesmo autor destaca que o crescimento de florestas secundárias em áreas desflorestadas tem crescido e que, em um futuro próximo, a transição florestal irá salvar grandes repositórios de biodiversidade. Nesta abordagem, Mello e Alves (2011) constataram que a ocorrência de vegetação secundária em áreas desflorestadas na Amazônia é um processo complexo que pode seguir uma grande variedade de trajetórias. Além disso, a relação da vegetação secundária com a evolução dos sistemas de uso da terra ainda permanece pouco compreendida (ALVES, 2007; MELGES et al. 2011).

3.4 Processo de regeneração de florestas e sua ecologia

Segundo Goméz-Pompa et al. (1972) as florestas tropicais, através do processo de sucessão secundária, desenvolveram durante milhões de anos seu próprio sistema de regeneração da vegetação. O processo da sucessão é complexo e pode ocorrer de diversas maneiras dependendo do local e do número de plantas envolvido. Este processo geralmente se dá pela disseminação de sementes oriundas de áreas vizinhas, pelo banco de plântulas pré-existentes que começam a se desenvolver com o aumento da luminosidade, por brotação de touças e raízes e pelo banco de sementes presente no solo (MARTINS; ENGEL, 2007). Em paisagens com fragmentos florestais esparsos, como é o caso de grande parte do Bioma Mata Atlântica no

Estado de São Paulo, o processo de regeneração ocorre normalmente com auxílio da precipitação e do banco de sementes, sendo os fragmentos adjacentes às áreas degradadas a melhor fonte de propágulos, ou seja, estruturas de reprodução vegetativa que se desprendem da planta adulta para dar origem a uma nova planta (REIS et al., 2006).

A regeneração da floresta consiste de uma série de estágios sucessionais que se configuram de forma a promover condições ambientais favoráveis ao desenvolvimento de espécies clímax, ou seja, indivíduos de grande porte que conferem a floresta elevada complexidade estrutural. A recuperação das características biofísicas da vegetação depende muito do local e do uso da terra anterior ao abandono, isso torna muito difícil predizer a evolução sucessional após interferência antrópica (FINEGAN, 1996).

Há uma sequência natural de eventos que as florestas em sucessão podem ser submetidas. Durante os estágios iniciais fatores como dispersão de sementes, características biofísicas e vegetação remanescente são muito importantes. Após o fechamento do dossel, as taxas de ciclagem de nutrientes e produtividade primária líquida tendem a crescer até que a biomassa e área basal estabilizem. Neste ponto, porém, a floresta ainda não atingiu as condições de uma floresta madura. No momento em que ocorrem aberturas no dossel florestal, consequência da queda natural de árvores, espécies pioneiras de ciclo longo dominam e a biomassa aérea atinge níveis de florestas maduras (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001).

Os produtos da regeneração florestal são frequentemente citados na literatura (p.e. BROWN; LUGO, 1990; WEAVER; BIRDSEY, 1990; FINEGAN, 1992) como florestas secundárias. Esse tipo de formação florestal pode exercer as funções básicas das florestas primárias, suprindo a demanda de produtos florestais e provendo importantes serviços ambientais (CORLETT, 1995). Destacam-se, como serviços ambientais exercidos pelas florestas secundárias, o equilíbrio do clima, o sequestro de carbono, a manutenção dos mananciais de água e a sobrevivência de muitas espécies da flora e da fauna. Uma função importante das áreas de regeneração é promover a conectividade de fragmentos florestais em paisagens antropizadas. A regeneração pode, pela

extensão das áreas como florestas nativas, promover o fluxo migratório de espécies e facilitar a dispersão de sementes, reduzindo a fragmentação (FERRAZ et al., 2003; STOUFFER et al., 2006). Sendo assim, torna-se claro o papel das áreas de regeneração na atual situação que se encontra o Bioma Mata Atlântica.

Outro ponto relevante no tocante a regeneração florestal é seu papel na conservação da biodiversidade. A diversidade de plantas presentes em formações secundárias depende das condições iniciais do sítio para a dispersão de propágulos, quantidade de árvores remanescentes e condições de fertilidade do solo (FINGAN, 1996). Embora as formações em estágio inicial de sucessão abriguem uma quantidade modesta de plantas, as condições ambientais proporcionadas por espécies arbóreas pioneiras favorecem o desenvolvimento de outras e, na medida em que isto ocorre, o fragmento adquire certa complexidade estrutural através do surgimento de árvores emergentes.

3.5 Detecção de mudanças por sensoriamento remoto

Dados obtidos por sensores a bordo de plataformas orbitais, devido a suas características temporais, espaciais e espectrais, podem ser fontes de informações valiosas sobre o ambiente e suas alterações (REEVES et al., 2001). Grande parte dos estudos de detecção de mudanças com base em dados de sensoriamento remoto envolve imagens co-registradas adquiridas em datas diferentes sobre uma mesma área. Uma revisão bibliográfica de diferentes métodos utilizados nesta abordagem pode ser encontrada em Singh (1989), Fung (1990) e, mais recentemente, em Lu et al. (2004). As aplicações das técnicas de detecção de mudanças envolvem, entre outras, as mudanças de uso e cobertura da terra, mudanças na vegetação e florestas, desmatamento e regeneração florestal (LU et al., 2004).

3.5.1 Mudanças de uso e cobertura da terra

Detecção de mudanças de uso e cobertura da terra é um dos aspectos mais interessantes da análise de séries multitemporais de imagens de

sensoriamento remoto (RICHARDS; JIA, 2006). Nesta abordagem, diversos trabalhos foram realizados (p.e. LUNETTA et al., 2002; ALVES et al., 1996; ALVES; SKOLE, 1996; ALVES et al., 2003; MELLO; ALVES, 2011; RUDORFF et al., 2010; FREITAS; SHIMABUKURO, 2008).

Existem alguns requisitos que devem ser respeitados para que um estudo de detecção de mudanças, baseado em dados de sensoriamento remoto, tenha sucesso. Os mais importantes deles são as correções geométricas, radiométricas e atmosféricas (LU et al., 2004; LU et al., 2002). A importância das imagens estarem co-registradas é evidente, uma vez que resultados inconsistentes e sem significado podem ser obtidos caso haja deslocamento espacial entre imagens de uma série multitemporal. As correções radiométricas e atmosféricas consistem na transformação dos números digitais em valores físicos de radiância e reflectância de superfície, respectivamente. Para isso, existem alguns métodos, dentre eles, *Dark Object Subtraction* (DOS) (CHAVEZ, 1996) e *Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum* (6S) (VERMOTE et al., 1997).

Em suma, Lu et al. (2004), sugerem que a detecção de mudanças com séries multitemporais de imagens de satélite devem satisfazer as seguintes condições: (i) correção geométrica precisa da série multitemporal; (ii) correção geométrica e atmosférica precisa entre as imagens; (iii) estado fenológico similar entre as cenas; (iv) quando possível, escolher imagens adquiridas pelo mesmo sensor.

Como referido no item 3.5, a utilização de dados orbitais no monitoramento e detecção de mudanças requer a interpretação e comparação das classes de cobertura em diferentes intervalos temporais. Nesse contexto, detectar automaticamente áreas em que tenham ocorrido mudanças reduz o tempo necessário para sua caracterização. Vários métodos para detecção automática de mudanças de cobertura e uso da terra foram propostos na literatura (MALILA, 1980; SERPICO et al., 1996; BRUZZONE; SERPICO, 1997; BRUZZONE; PRIETO, 2000).

3.5.2 Mudanças na vegetação

Parâmetros ambientais importantes, como as propriedades biofísicas da vegetação, podem ser detectados remotamente (TUCKER; SELLERS, 1986) e definem a abundância de espécies e sua distribuição geográfica (TURNER et al., 2003).

Para estudos sobre a dinâmica da cobertura vegetal, inventários das características da vegetação (p.e. biomassa, produtividade primária, atividade fotossintética) e processos fisiológicos (p.e. fluxo de transpiração, teor de umidade da folha) são essenciais (TREITZ; HOWARTH, 1999). Entre as técnicas de processamento digital de imagens utilizadas na detecção de mudanças na vegetação se destacam os Índices de Vegetação (IVs) e o Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME).

3.5.2.1 Índices de Vegetação (IVs)

Diversos índices de vegetação foram propostos na literatura (BARET et al., 1989; HUETE, 1988; JORDAN, 1969; RICHARDSON; WIEGAND, 1977; ROUSE et al., 1973) com o objetivo de explorar as propriedades espectrais da vegetação, especialmente nas regiões do visível e do infravermelho próximo. Estes índices minimizam os efeitos de fatores externos sobre os dados espectrais e permitem a inferência de características do dossel de florestas. Os índices de vegetação mais comuns para se obter o Índice de Área Foliar (IAF) e outros parâmetros com dados de sensoriamento remoto são: razão simples (SR) e diferença normalizada (NDVI).

Segundo Jordan (1969), a razão simples (SR) entre o valor de reflectância na faixa do infravermelho próximo (ρ_{ivp}) e o correspondente à faixa do vermelho (ρ_v) (Equação 3.1), foi o primeiro índice de vegetação a ser utilizado.

$$SR = \rho_{ivp} / \rho_v \qquad (3.1)$$

Rouse et al. (1973) normalizaram a razão simples para o intervalo de -1 a +1, propondo o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI), de acordo com a Equação 3.2:

$$NDVI = (\rho_{ivp} - \rho_v) / (\rho_{ivp} + \rho_v) \quad (3.2)$$

SR e NDVI realçam o contraste entre solo e vegetação e minimizam os efeitos das condições de iluminação da cena. Porém, esses índices são sensíveis a propriedades ópticas da linha do solo que é um limite abaixo do qual a reflectância refere-se ao solo desnudo (HUETE et al., 1985). O NDVI também apresenta rápida saturação, ou seja, o índice estabiliza em um patamar e o torna insensível ao aumento de biomassa vegetal a partir de determinado estágio de desenvolvimento (MOREIRA, 2000). Como exemplos da aplicação de dados de sensoriamento remoto para a investigação da dinâmica da cobertura vegetal serão apresentados dois estudos.

Lunetta et al. (2006) utilizaram séries multitemporais de NDVI derivados do sensor *Moderate-Resolution Imaging Spectro-radiometer* (MODIS) para desenvolver um método automático de detecção de mudanças de cobertura da terra. Em seu trabalho Lunetta et al. (2006) mostraram que a variação de NDVI representada através de perfis definem bem a sequência de eventos fenológicos de florestas temperadas e a dinâmica de áreas com agricultura. Além disso, a utilização do NDVI calculado a partir de dados MODIS proporcionou uma alta qualidade de dados temporais para subsidiar métodos de detecção de mudanças na cobertura vegetal.

Em uma abordagem semelhante a do trabalho citado anteriormente, Boriah et al. (2008) utilizaram o produto MODIS índice de vegetação melhorado (*Enhanced Vegetation Index* - EVI) na detecção de mudanças na cobertura vegetal. Tal índice foi desenvolvido para aperfeiçoar o sinal da vegetação, melhorando a sensibilidade em regiões com maior densidade de biomassa e é calculado segundo a Equação 3.3:

$$EVI = G(\rho_{ivp} - \rho_v)/(L + \rho_{ivp} + C1^* \rho_v - C2^* \rho_a) \quad (3.3)$$

Onde: G = fator de ganho;

L = *canopy background* (fator de ajuste para os componentes abaixo do dossel);

C1 e C2 = coeficientes para ajuste das resistências dos efeitos dos aerossóis da atmosfera;

ρ_a = reflectância na faixa do azul

Os coeficientes adotados pelo algoritmo do EVI (HEUTE et al., 1999) são: G=2,5; L=1; C1=6 e C2=7,5 (HUETE et al., 1994; HUETE et al., 1997).

Na metodologia elaborada por Boriah et al. (2008), destaca-se o uso da classificação não-supervisionada realizada pelo algoritmo K-médias para a identificação de clusters no conjunto de dados EVI (Figura 3.3). Na Figura 3.3 é possível perceber que o resultado do algoritmo K-médias mostra diferentes *clusters*, que correspondem a classes de cobertura da terra. De acordo com a interpretação de Boriah et al. (2008), o *Cluster* 1 corresponde a vegetação herbácea com moderada variabilidade inter-anual e alta biomassa sazonal, o *Cluster* 2 também com moderada variabilidade inter-anual, mas com moderada biomassa anual, seriam gramíneas, e o *Cluster* 3 com alta densidade de biomassa anual e baixa variabilidade inter-anual corresponde a florestas perenes. Já o *Cluster* 4 com baixa densidade de biomassa e baixa variabilidade inter-anual representaria áreas urbanas. Finalmente, o *Cluster* 5 com alta densidade sazonal de biomassa e alta variabilidade inter-anual indica áreas de agricultura. É importante salientar que a sazonalidade observada entre os *clusters* advém do fato da área de estudo estar localizada em região temperada.

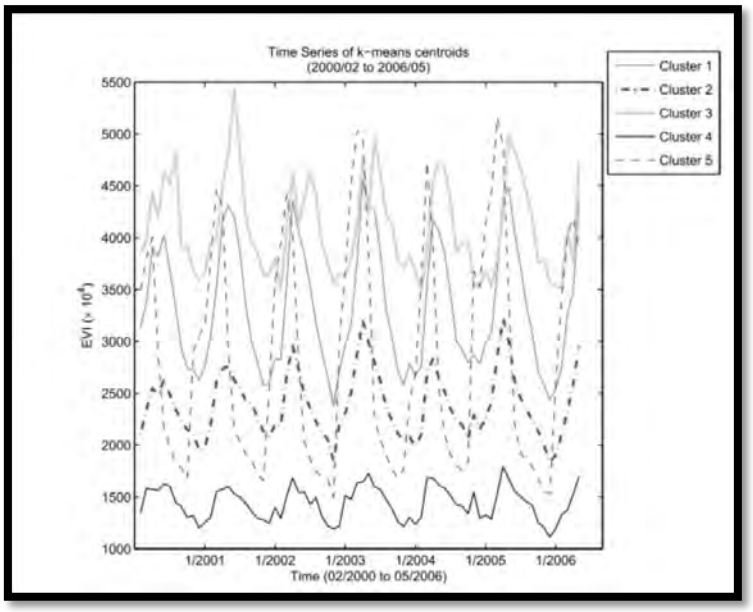


Figura 3.3 - Clusters identificados pelo algoritmo K-médias em uma série temporal de EVI.
Fonte: Boriah et al. (2008)

3.5.2.2 Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME)

Outra técnica usualmente empregada no estudo da vegetação com dados de sensoriamento remoto é o Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME). Esta técnica se baseia no fato de que o valor de radiância que sensibiliza o detector é a soma das radiâncias dos alvos presentes em cada *pixel.*

O MLME assume que a resposta espectral de cada *pixel* pode ser modelada por uma combinação linear das respostas espectrais de suas componentes, ponderada pela fração da área ocupada pelas mesmas (HAERTEL; SHIMABUKURO, 2005). Estas componentes estão relacionadas aos tipos de cobertura da terra presentes na cena, normalmente vegetação, solo e sombra/água. Nestas condições, para qualquer imagem, e sendo as respostas espectrais das componentes conhecidas, suas proporções podem ser estimadas, de forma individual, por meio da geração de Imagens Fração (SHIMABUKURO; SMITH, 1991). Este modelo estima as frações das componentes de mistura de cada *pixel* da imagem da seguinte forma (HAERTEL; SHIMABUKURO, 2005):

$$r_i = \sum_{j=1}^{m} a_{i,j} x + v_i \quad (3.4)$$

onde r_i representa a reflectância média na banda espectral *i*, $a_{i,j}$ é a reflectância espectral do componente *j* da banda espectral *i*, x_j é a proporção do componente *j* dentro do *pixel* e v_i é o resíduo da banda espectral *i.*

A utilização de imagens fração tem sido muito frequente, substituindo e complementando outros métodos de processamento. Podemos citar a análise do desflorestamento, com base na proporção de solo exposto, ou no mapeamento das áreas de regeneração florestal, com base na proporção de sombra, associada com a estrutura (fase de desenvolvimento) da floresta (ADAMS et al., 1995).

Freitas e Shimabukuro (2008) utilizaram as frações vegetação e solo geradas pela aplicação do MLME para o desenvolvimento de um método para análise de mudanças de uso da terra. Ao representarem o comportamento dessas frações ao longo do tempo (Figura 3.4), os autores observaram claramente a dinâmica do processo de desmatamento que ocorreu na área de estudo.

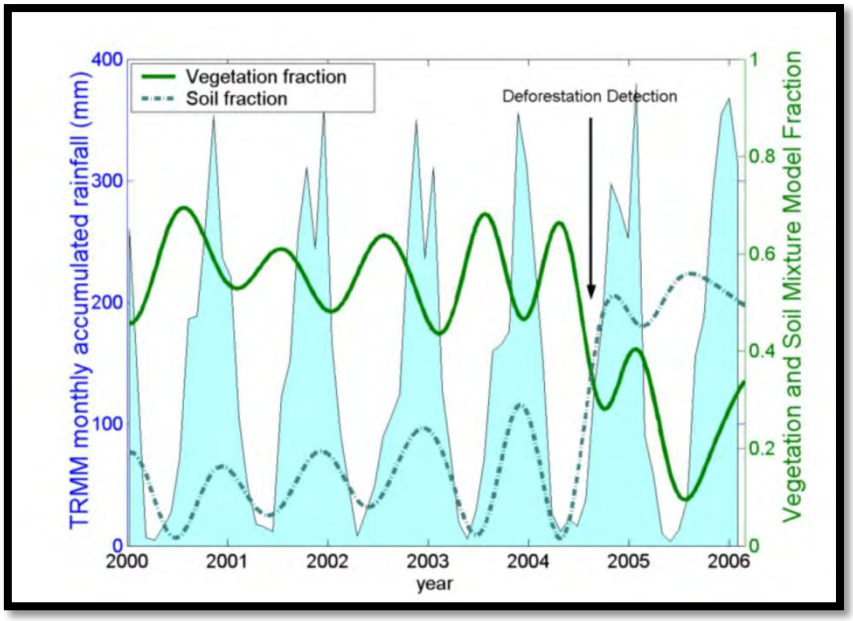


Figura 3.4 - Comportamento da fração vegetação e solo com destaque para áreas desflorestadas.
Fonte: Freitas e Shimabukuro (2008)

Pode-se notar na Figura 3.4 que a fração vegetação acompanha a dinâmica sazonal (dados de precipitação mensal acumulada TRMM) da área de estudo, marcada pelas estações secas e chuvosas. Além disso, é possível verificar a ascensão da fração solo e descensão da fração vegetação quando ocorre desmatamento.

3.5.3 Correção atmosférica de imagens de satélite

Ao se utilizar imagens de satélite para estudar as mudanças de uso e cobertura da terra é importante conhecer as fontes que causam variabilidade espectral e podem obscurecer informações importantes (GREEN et al., 2009). A interferência da atmosfera em dados de sensoriamento remoto é uma fonte de variabilidade importante e como mencionado no item 3.5, deve ser corrigida. Embora os índices de vegetação diminuam os efeitos atmosféricos (MEYER et al., 1995), a correção atmosférica deve ser realizada para reduzir os efeitos bidirecionais associados à radiância detectada pelo sensor (CIHLAR et al., 1994) e, assim, melhor caracterizar a resposta espectral do alvo.

O efeito de espalhamento atmosférico pode ser reduzido, também convertendo os valores de reflectância aparente no nível do sensor para valores de reflectância de superfície. Esta conversão é realizada de várias maneiras, a mais usual se baseia na subtração de alvos escuros, conhecida como *Dark-Object-Subtraciton* (DOS) (CHAVEZ, 1996). No entanto, a técnica DOS apresenta várias limitações como descrito no estudo de Teillet e Fedosejevs (1995). Métodos mais robustos para correção dos efeitos atmosféricos buscam simular a atmosfera no momento da aquisição da imagem. Por meio de parâmetros fornecidos pelo analista, um modelo matemático é utilizado para corrigir o valor de cada *pixel* nas bandas da imagem.

O método *Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum* (6S) proposto por Vermote et al. (1997) é um dos mais conhecidos e utilizados no tratamento de dados *Landsat Thematic Mapper* (TM) e fundamenta-se no modelo de transferência radiativa. Esse método foi elaborado para modelar os seguintes parâmetros atmosféricos: absorção, espalhamento e a interação entre eles (LATORRE et al., 2002). Os parâmetros de entrada para a correção

atmosférica são: as configurações das condições geométricas do satélite, dia, mês, latitude e longitude, modelo atmosférico, visibilidade horizontal, altura em relação ao alvo, sensor abordo do satélite e banda espectral.

3.6 Plataformas orbitais e sensores

Neste ítem será apresentada uma breve descrição dos sensores orbitais que adquiriram os dados utilizados na realização deste trabalho.

3.6.1 Sensor Thematic Mapper (TM)

O sensor *Thematic Mapper* (TM) foi lançado em 1984 a bordo do satélite *Landsat 5* pela agência espacial estadunidense *National Aeronautics and Space Administration* - NASA. A série *Landsat* foi composta de sete satélites e forneceu a mais longa e contínua base de dados de observação da Terra (CHANDER et al., 2009). A Tabela 3.1 sumariza as principais características do sensor TM.

Tabela 3.1 - Principais características do sensor Thematic Mapper (TM)

Banda Nº	Intervalo de comprimento de onda (μm)	Resposta Espectral	Resolução Espacial (m)
1	0,45-0,52	Azul	30
2	0,52-0,60	Verde	30
3	0,63-0,69	Vermelho	30
4	0,76-0,90	IV-Próximo	30
5	1,55-1,75	IV-Médio	30
6	10,4-12,5	IV-Termal	120
7	2,08-2,35	IV-Médio	30

Fonte: Adaptado de NASA (2011).

O satélite *Landsat 5* que abriga o sensor TM possui órbita sol-síncrona, quase polar, situa-se a 705 km de altitude e possui uma taxa de revisita de 16 dias.

3.7 Curvatura horizontal da base de dados TOPODATA

A base de dados TOPODATA (http://www.dsr.inpe.br/topodata/) disponibiliza variáveis geomorfométricas, derivadas do refinamento de dados *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), para todo o território brasileiro (VALERIANO; ROSSETTI, 2012). A curvatura horizontal expressa o formato da vertente

quando observada em projeção horizontal (VALERIANO, 2008). Esta variável está relacionada ao processo de migração e acúmulo de água (VALERIANO; CARVALHO JÚNIOR, 2003). Segundo Valeriano (2008), a curvatura horizontal se traduz no caráter de divergência ou convergência das linhas de fluxo (Figura 3.5).

Na base de dados TOPODATA a curvatura horizontal é disponibilizada em, valores numéricos, ou agrupada em classes. Em um estudo realizado para o estado de São Paulo, Valeriano e Carvalho Júnior (2003), por meio de testes baseados na geração de mapas que foram comparados com cartas topográficas, descrições da geomorfologia local e conhecimento de campo, propõe a utilização do intervalo de –0,0380 º/m a +0,0511 º/m para vertentes retilíneas. Consequentemente, valores abaixo desse intervalo foram classificados como convergentes e acima divergentes.

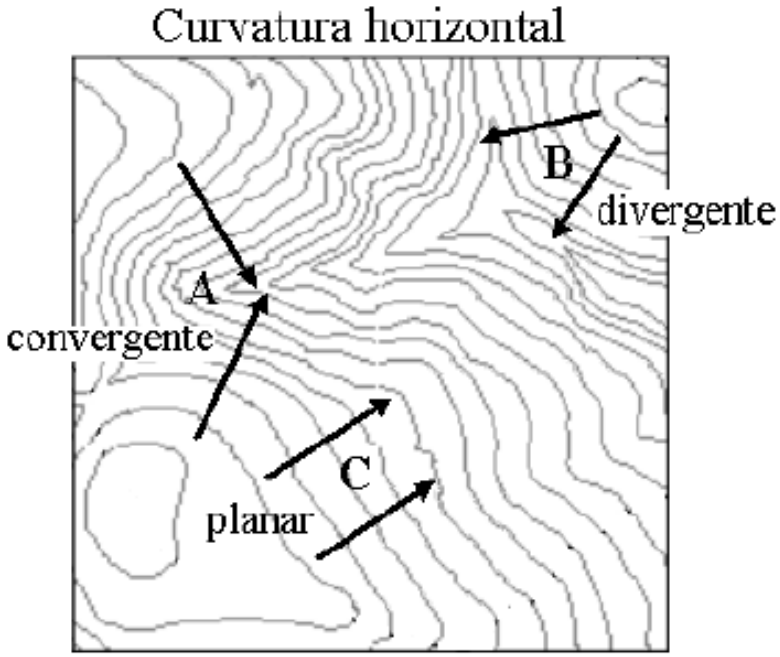


Figura 3.5 - Curvatura horizontal derivada da altimetria.
Fonte: Valeriano (2008)

4 ÁREA DE ESTUDO

4.1 Localização e histórico de ocupação

A área de estudo foi delimitada visualmente, a partir de trato de sobreposição das cenas *World Reference System* (WRS/TM) 222/075, que cobrem parte do Bioma Mata Atlântica no Estado de São Paulo (Figura 4.1). Esta região é caracterizada por formas de relevo levemente onduladas com longas encostas e predomínio de baixas declividades, até 15% e amplitudes locais inferiores a 100 metros (IPT, 1981).

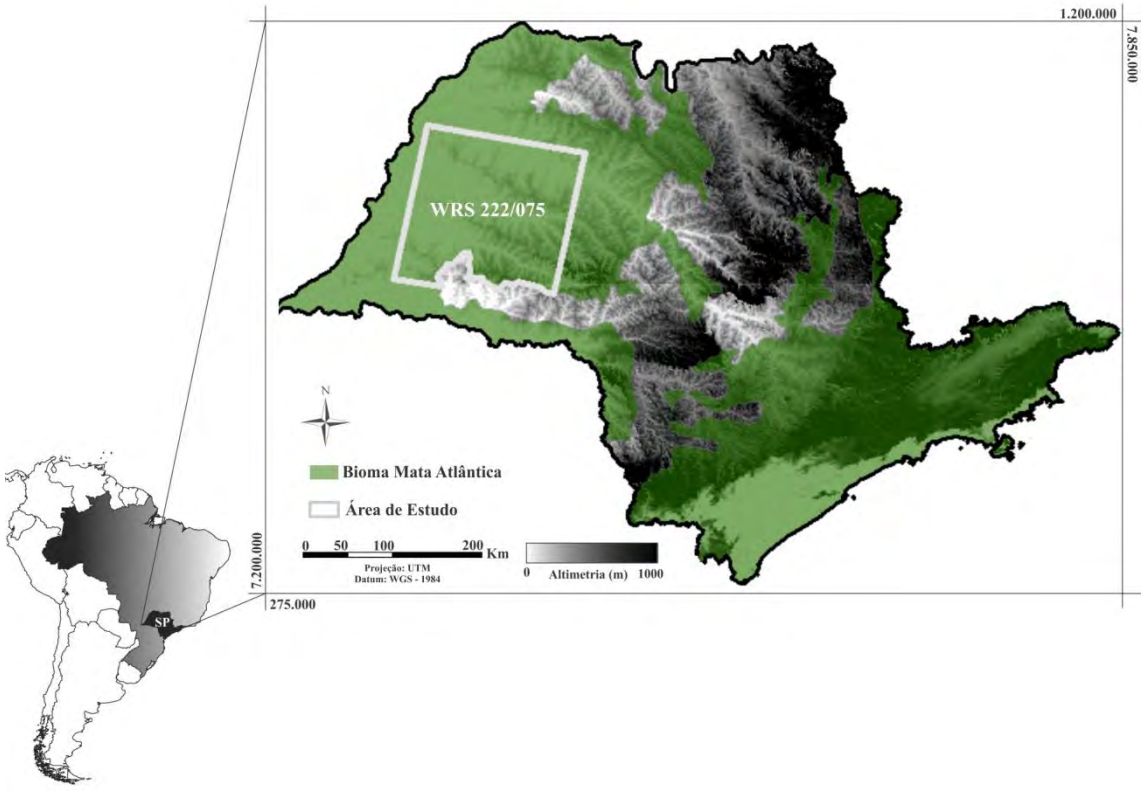


Figura 4.1 - Localização da área de estudo sobre altimetria.

Com 2.707.356 hectares, a área engloba total ou parcialmente os limites territoriais de 92 municípios paulistas (Figura 4.2). A história de ocupação da região foi marcada por diversos ciclos econômicos baseados em atividades agrícolas, dentre elas, se destaca o cultivo de café no século XIX (MACHADO, 1998). Este produto impulsionou a colonização e o desbravamento da área que se deu basicamente pela supressão da cobertura florestal. O desmatamento ocorreu mais intensamente partir da década de 1920, com o avanço das

estradas de ferro que facilitaram o acesso e possibilitaram a formação de núcleos urbanos. Com o colapso da cafeicultura, consequente à crise mundial de 1929, as lavouras de café foram sendo substituídas por outras culturas agrícolas.

A expansão das áreas agrícolas associada ao desrespeito à legislação ambiental criou uma paisagem muito antropizada com pequenos fragmentos de floresta distribuídos de forma esparsa e sem conectividade. Atualmente, o cultivo de cana-de-açúcar e a pecuária de corte são as atividades que predominam.

No contexto do recente crescimento das áreas de cana-de-açúcar para produção de etanol, se destacam as regiões de Presidente Prudente e Araçatuba (RUDORFF et a., 2010). Nassar et al. (2008) estimaram que a expansão da cana-de-açúcar ocupou proporções semelhantes de culturas agrícolas e de pasto. Porém, em um estudo mais recente, Rudorff et al. (2010) mencionaram uma maior expansão desta cultura em áreas de pastagem.

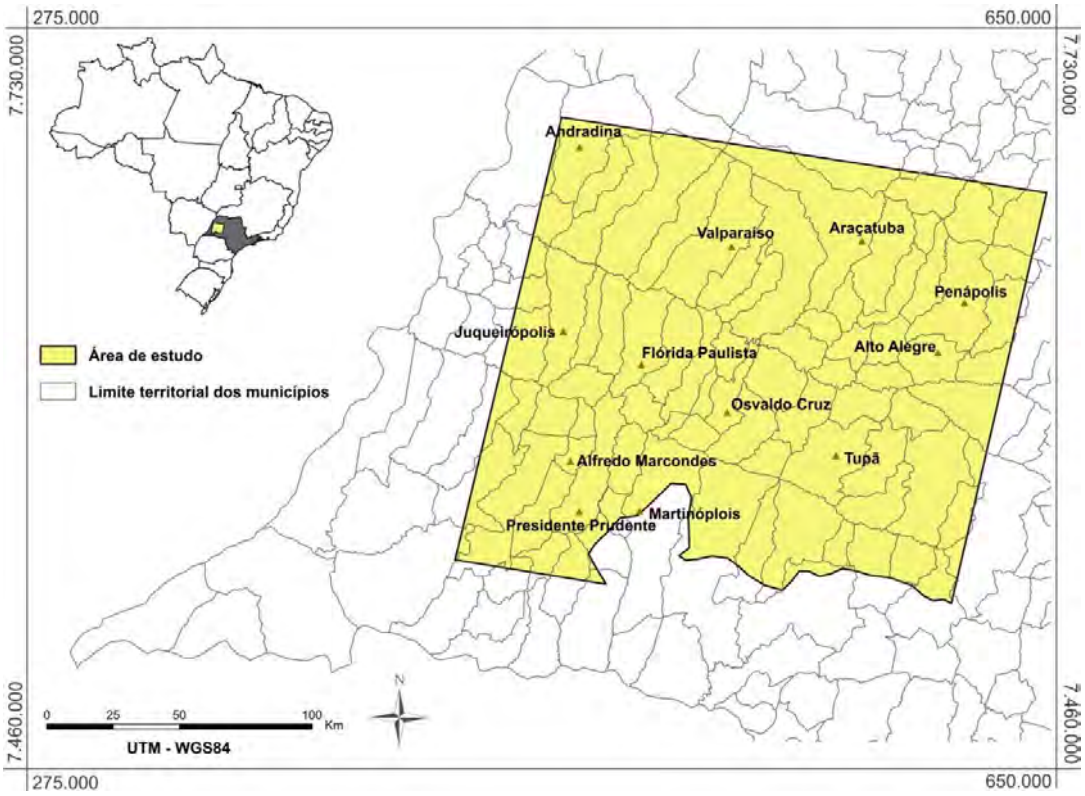


Figura 4.2 - Localização da área de estudo sobre mapa político, indicando as sedes de alguns municípios.

4.2 Fitofisionomia

De acordo com a divisão do Bioma Mata Atlântica proposta por Silva e Casteleti (2003) (Figura 3.2), a área de estudo está inserida na sub-região biogeográfica chamada Floresta Atlântica de Interior. Este tipo de formação florestal é submetido a longos períodos sem chuva (OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 1995), o que lhe confere nessa época característica caducifólica marcante (Figura 4.3).

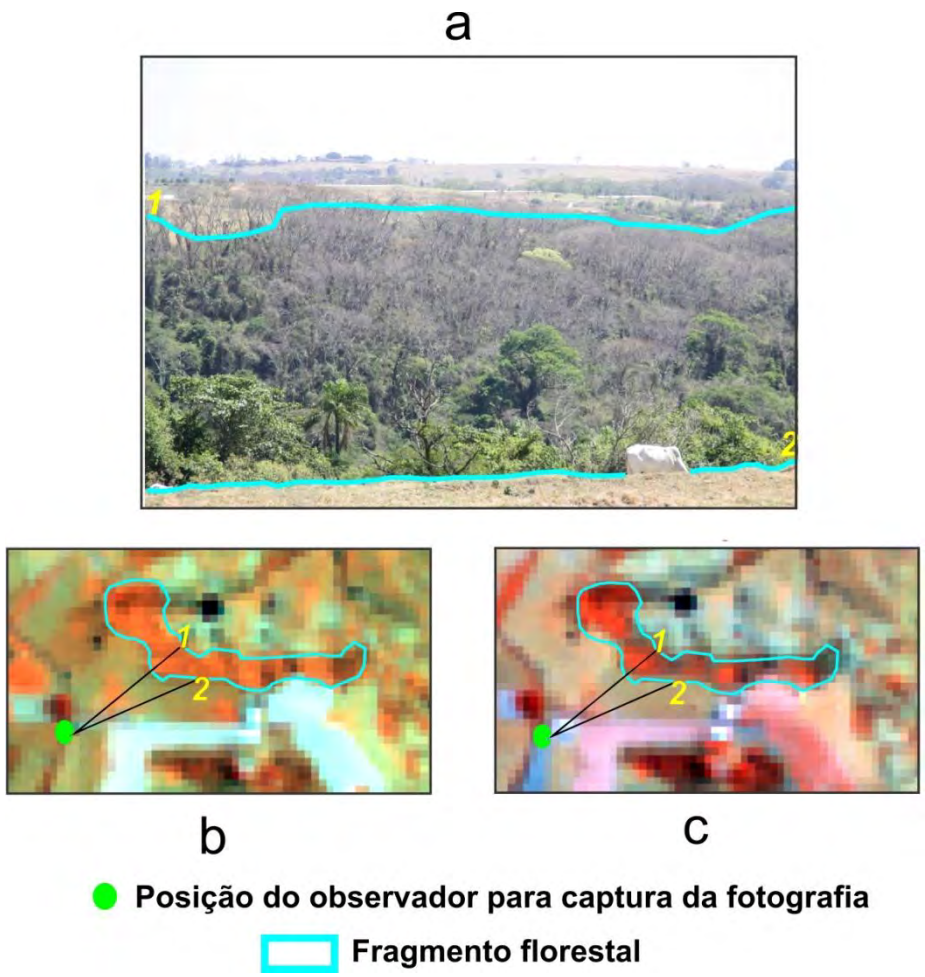


Figura 4.3 - Exemplo fragmento florestal da Floresta Atlântica de Interior na área de estudo. Em (a) fotografia obtida em 26/09/2011 e variação da resposta espectral entre o início (b) (composição colorida R4 G5 B7 de 10/04/2011) e o final (c) (composição colorida R4 G5 B7 de 26/09/2011) da estação seca.

Neste tipo de vegetação, a porcentagem de árvores caducifólias no conjunto florestal situa-se entre 20 e 50 % (IBGE, 1992). Desta forma, a escolha da

época de aquisição das imagens para este estudo considerou a variação da resposta espectral.

4.3 Remanescentes florestais

Conforme o mapeamento da Fundação SOS Mata Atlântica do ano de 2009 (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2009), existem na área de estudo um total de 2.481 fragmentos (Figura 4.4) que somam 117.298 hectares de floresta. É relevante que, ao se sobrepor este mapeamento em imagens *Landsat* 5 *Thematic Mapper* (TM) é possível observar que alguns fragmentos se encontraram desmatados em 1986, porém, apresentaram fisionomia florestal em 2009. Isto é um indício de que pode ter havido regeneração da vegetação no interior destes polígonos. Tal fenômeno teve sua observação facilitada, pois a região que compreende a cena WRS 222/075 é relativamente plana. O relevo foi um fator importante na escolha da área de estudo, uma vez que a topografia influencia muito o processamento e análise de dados de sensoriamento remoto.

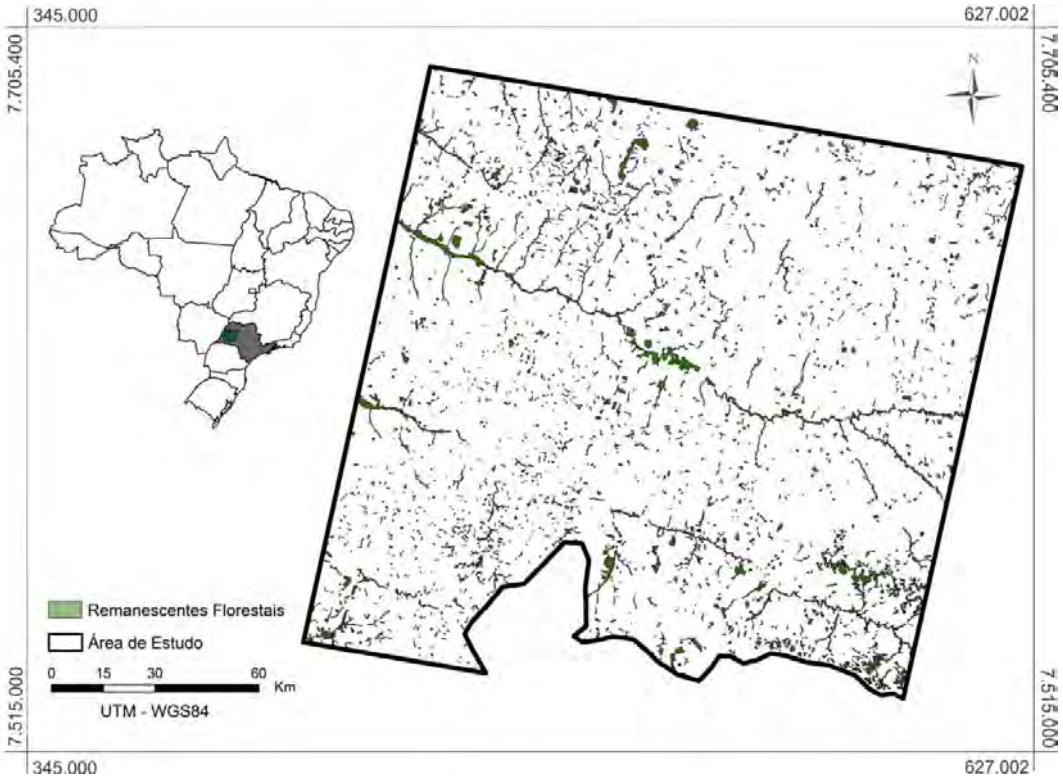


Figura 4.4 - Remanescentes florestais presentes na área de estudo.
Fonte: Adaptado de SOS Mata Atlântica e INPE (2009).

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Material

5.1.1 Imagens *Landsat* 5 TM

Os dados utilizados no trabalho compreendem as passagens da cena WRS 222/075 do sensor TM do satélite *Landsat* 5 nas datas conforme a Tabela 5.1, canais 1-5 e 7, selecionadas do acervo do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (http://www.dgi.inpe.br/CDSR/) ou na base de dados *Global Visualization Viewer* (*GloVis*) (http://glovis.usgs.gov/).

Tabela 5.1 - Passagens que foram utilizadas na pesquisa.

WRS 222/075	Data de aquisição
TM (Bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7)	26/**07**/1986
TM (Bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7)	25/**03**/1988
TM (Bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7)	21/**05**/1991
TM (Bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7)	10/**05**/1993
TM (Bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7)	27/**04**/1994
TM (Bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7)	14/**04**/1995
TM (Bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7)	26/**11**/1996
TM (Bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7)	18/**03**/1997
TM (Bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7)	16/**11**/1998
TM (Bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7)	21/**12**/1999
TM (Bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7)	07/**12/**2000
TM (Bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7)	17/**01**/2004
TM (Bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7)	08/**03**/2005
TM (Bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7)	28/**04**/2006
TM (Bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7)	30/**03**/2007
TM (Bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7)	27/**11**/2008
TM (Bandas 1, 2, 3, 4, 5, 7)	29/**09**/2009

Como destacado no ítem 4.2, a vegetação da área de estudo é submetida a longos períodos sem chuva, conferindo assim, um aspecto caducifólico ás formações florestais. Este fenômeno interfere no processamento das imagens,

já que áreas de floresta podem apresentar resposta espectral mais próxima aquelas de solo exposto.

Para facilitar a identificação de áreas desmatadas em 1986 (início do monitoramento) e que atualmente possuem cobertura florestal, foi selecionada uma cena adquirida durante o inverno, estação normalmente seca, caracterizada por um baixo regime de chuvas e a vegetação que não é de porte florestal normalmente está seca facilitando sua identificação nas imagens.

A maioria das outras cenas foi adquirida no verão, estação em que a vegetação apresenta maior vigor e sua detecção via sensoriamento remoto torna-se mais plausível. Quando não havia disponibilidade nesta época do ano, devido principalmente a cobertura de nuvens, procurou-se obter a cena na qual a resposta espectral da vegetação fosse alta.

5.1.2 Imagens de curvatura horizontal

Na base de dados TOPODATA (VALERIANO; ROSSETTI, 2012) foi obtido o produto de curvatura horizontal que agrupa os valores numéricos em três classes: convergente, retilínea e divergente (VALERIANO, 2008). Estes dados foram utilizados na última etapa da sequência metodológica.

5.1.3 Mapa de remanescentes florestais da Fundação SOS Mata Atlântica

Neste trabalho foi utilizado o mapeamento dos remanescentes florestais produzido por SOS Mata Atlântica e INPE (2009). Desde a década de 1980 a Fundação SOS Mata Atlântica em parceria com o INPE vem mapeando regularmente a cobertura florestal do Bioma Mata Atlântica (item 3.1). Estas instituições utilizam imagens de satélite e técnicas de interpretação visual em um ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG) para produzir o Atlas de Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados da Mata Atlântica (p.e. SOS Mata Atlântica; INPE, 2009). Em particular, o mapeamento referente ao ano de 2009 (SOS Mata Atlântica; INPE, 2009) foram utilizadas imagens *Landsat* 5 (TM) em composição colorida (R5 G4 B3), em que a vegetação apresenta cor esverdeada, em uma escala 1:25.000. As áreas de

floresta foram manualmente digitalizadas em um SIG e disponibilizadas gratuitamente em formato *shapefile* no *website* da Fundação SOS Mata Atlântica (http://www.sosmataatlantica.org.br).

5.2 Métodos

5.2.1 Procedimentos metodológicos

As principais etapas do trabalho são apresentadas no fluxograma da Figura 5.1 e são descritas em detalhe nos próximos tópicos. Primeiramente, a série multitemporal de imagens TM, corrigidas dos efeitos atmosféricos e geometricamente retificadas, foram transformadas em NDVI e fração solo, segundo Rouse et al. (1973) e Shimabukuro e Smith (1991), respectivamente.

As imagens multitemporais de NDVI e fração solo foram recortadas com o mapa de remanescentes de SOS Mata Atlântica e INPE (2009) e processados pelos algoritmos de classificação não-supervisionada K-médias e ISODATA. Após vários testes, os resultados do algoritmo K-médias, com cinco classes e 100 iterações como parâmetros de classificação, foram retidos para processamento subsequente. Assim, essas classes foram utilizadas como amostras de treinamento para a classificação por máxima verossimilhança de toda a área de estudo.

O resultado dessa classificação corresponderia, em princípio, ao mapa da cobertura florestal da área de estudo. No entanto, elas passaram por uma série de procedimentos de pós-classificação que visaram à eliminação de áreas rotuladas erroneamente e variações não-significativas. A seguir, as classificações foram comparadas com o mapa de remanescentes de SOS Mata Atlântica e INPE (2009) e as áreas classificadas como floresta e que possuíam alto NDVI, não mapeadas por SOS Mata Atlântica e INPE (2009), foram analisadas utilizando-se imagens de alta resolução espacial do Google Earth. Finalmente, as classificações foram sobrepostas a imagens de curvatura horizontal, obtidas da base de dados TOPODATA para separar áreas alagáveis com resposta espectral semelhante à vegetação, mas, que não possuíam fisionomia florestal.

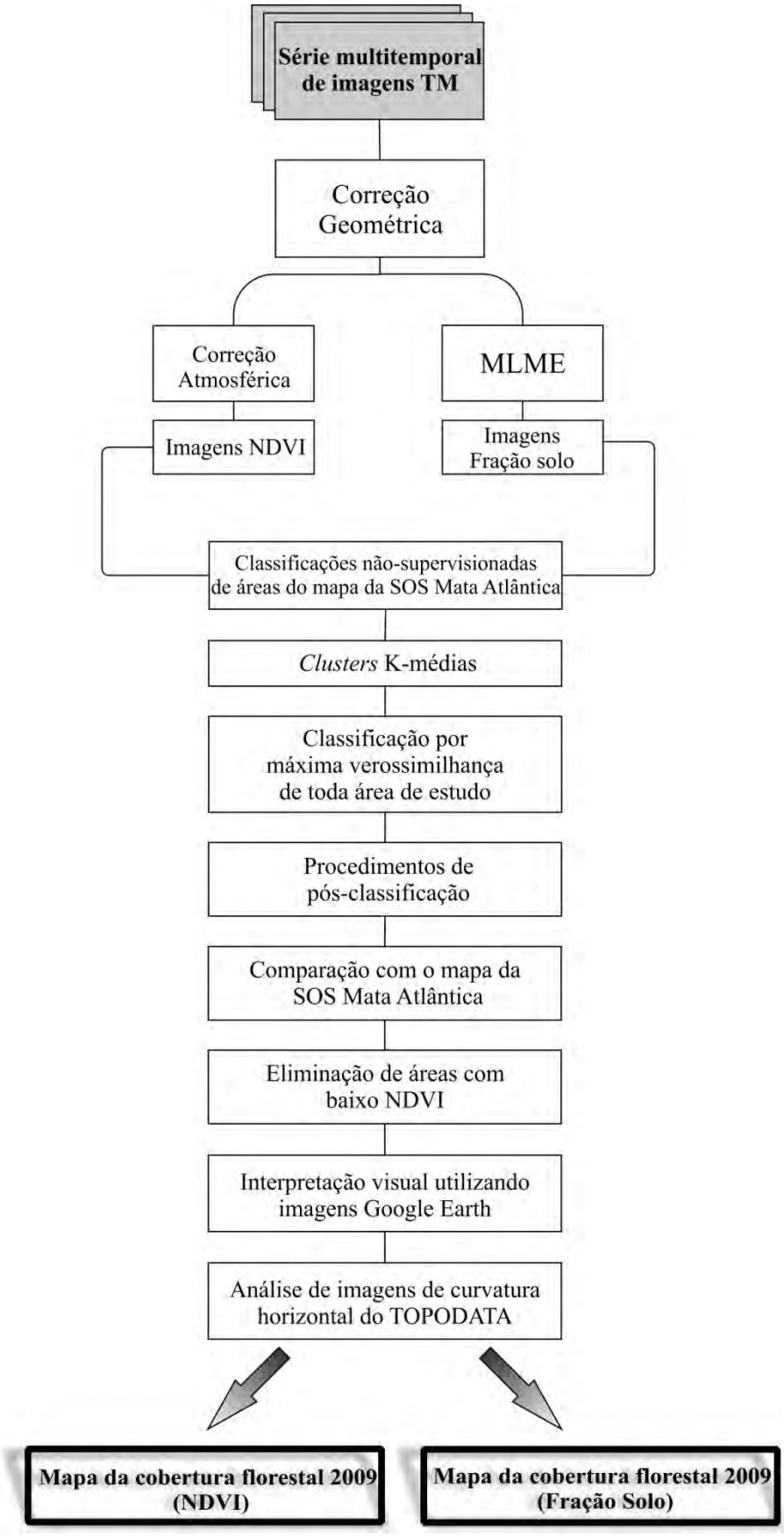


Figura 5.1 - Fluxograma das etapas de trabalho.

5.2.1.1 Correção geométrica

A base de dados *GloVis* disponibiliza imagens da série dos satélites *Landsat* padronizadas e corrigidas geometricamente para toda a superfície do planeta, com exceção da Antártica (GLCF, 2008). A maioria das imagens do sensor *Thematic Mapper* (TM) do satélite *Landsat* 5 disponibilizados nesta base de dados passam por um processo de correção que proporciona precisão radiométrica e geométrica, incorporando pontos de controle em terra enquanto se emprega um Modelo Digital de Elevação (MDE) para precisão topográfica (TUCKER et al., 2004). Esse procedimento de correção gera dados com acurácia posicional de pouco mais de um *pixel* (TUCKER et al., 2004). As imagens utilizam a projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), e o *Datum* empregado é o *World Geodetic System* 1984 (WGS-84).

Como referência para a correção geométrica das demais este trabalho utilizou a cena WRS/TM 222/075 adquirida no dia 29/10/2009, disponível na base de dados *GloVis*. As imagens WRS/TM 222/075 adquiridas no acervo do INPE possuem projeção UTM (Zona 22 Sul) e *Datum South America* 1969 (SAD-69) sendo, portanto, necessária a conversão de SAD-69 para WGS-84. Como auxílio do *software ENVI 4.5* essa transformação foi realizada.

Uma vez que o sistema de coordenadas e a projeção das imagens sejam compatíveis, a correção geométrica foi executada no *software SPRING 4.3*. Pontos homólogos na imagem referência e na imagem bruta foram identificados e usados em uma transformação polinomial de segundo grau que fez o vínculo entre as coordenadas da imagem bruta e as coordenadas da imagem referência. Erros quadráticos médios menores do que meio *pixel* foram atingidos com no mínimo 25 pontos de controle (Tabela 5.2).

Tabela 5.2 - Número de pontos de controle e erro médio quadrático (RMSE) da correção geométrica das imagens utilizadas na pesquisa, WRS/TM 222/075, Bandas 1-5 e 7.

Data de aquisição	Pontos de controle	RMSE (*pixel)*
26/07/1986	29	0,3960
25/03/1988	32	0,3846
21/05/1991	26	0,5020

Continua

Tabela 5.2 - Conclusão

10/05/1993	27	0,3218
27/04/1994	28	0,3417
14/04/1995	26	0,3623
26/11/1996	28	0,3843
18/03/1997	25	0,4402
16/11/1998	33	0,4559
21/12/1999	29	0,4531
07/12/2000	28	0,4230
17/01/2004	36	0,3914
08/03/2005	28	0,3845
28/04/2006	30	0,2018
30/03/2007	31	0,4086
27/11/2008	33	0,4706
29/09/2009	**Referência**	**Referência**

5.2.1.2 Correção atmosférica

Para a geração das imagens NDVI, as bandas 3 (0,63-0,69 μm, vermelho) e 4 (0,76-0,90 μm, infravermelho próximo) foram convertidas para reflectância aparente utilizando-se os coeficientes de calibração apresentados por Chander et al. (2009) e submetidas a correção de efeitos atmosféricos com auxílio do algoritmo 6S (VERMOTE et al., 1997).

5.2.1.3 Aplicação do MLME e NDVI

O MLME e NDVI foram utilizados neste trabalho devido ao seu comportamento antagônico, ou seja, o aumento da fração solo resulta na diminuição do NDVI e, da mesma forma, um aumento de NDVI (regeneração) resulta em um decremento da componente solo. Particularmente, esta última, possui alta sensibilidade ao crescimento de vegetação no interior dos *pixels* (LU et al., 2003). Além disso, o objetivo era detectar áreas de regeneração, ou seja, regiões sem fisionomia florestal no início da série multitemporal. Desta forma, *pixels* referentes à vegetação, solo e sombra foram selecionados em cada uma das imagens e, a partir da abordagem de Haertel e Shimabukuro (2005)

(descrita no item 3.5.2.2), foram obtidas as imagens fração solo. Foram geradas também as imagens NDVI de cada ano conforme Rouse et al. (1973). Estas etapas de processamento foram realizadas no *software* SPRING 4.3.

5.2.1.4 Classificações não-supervisionadas de áreas do mapa da SOS Mata Atlântica

Os fragmentos florestais de 2009, mapeados pela SOS Mata Atlântica (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2009), foram utilizados como máscara para classificações não-supervisionadas que tiveram como dados de entrada as imagens de NDVI e fração solo. Para isso, utilizaram-se os algoritmos K-médias e ISODATA disponíveis no *software* ENVI 4.3. Após uma série de testes, definiu-se que o algoritmo K-médias com cinco classes e 100 iterações como parâmetros de classificação seria utilizado. Com a execução desse processo, foram definidas 5 amostras para as classificações subsequentes. Este procedimento teve como objetivo detectar áreas sem fisionomia florestal em 1986, que, no último ano de análise (2009), apresentavam um padrão visual de floresta nas imagens.

5.2.1.5 Classificação por máxima verossimilhança de toda área de estudo

Os vetores de média e as matrizes de covariância das classes espectrais estimadas para o NDVI e fração solo serviram como parâmetros estatísticos para o algoritmo MAXVER disponível no *software* ERDAS 9.2. Para reduzir a ocorrência de *pixels* erroneamente classificados foram estabelecidos limiares para as funções discriminantes de cada classe eliminando, assim, *pixels* com baixos valores de probabilidade. Neste trabalho, apenas *pixels* com probabilidade maior ou igual a 95% foram mantidos. As classificações realizadas neste item tiveram como dados de entrada as imagens geradas no item 5.2.1.3, mas, desta vez, foi classificada toda a área de estudo.

5.2.1.6 Procedimentos de pós-classificação

Os procedimentos de pós-classificação tiveram por objetivo excluir áreas e *pixles* classificados incorretamente, ou seja, *pixels* isolados que constituíam o ruído *"salt and pepper"* (RICHARDS; JIA, 2006) e áreas pequenas consideradas não representativas de fragmentos florestais da área de estudo.

Sendo um classificador baseado no valor dos *pixels*, o algoritmo MAXVER classifica um *pixel* de acordo com suas propriedades espectrais, sem considerar como seus vizinhos foram rotulados (RICHARDS; JIA, 2006). Este fenômeno é conhecido como ruído "*salt and pepper*". Para que este ruído fosse minimizado, escolheu-se adotar uma abordagem de classificação por contexto espacial chamada *Fuzzy Convolution* (ERDAS, 1999), disponível no *software* ERDAS 9.2.

Mesmo após a adoção desta abordagem e aplicação de limiares às funções discriminantes de cada classe (item 5.2.1.5), ainda verificou-se a presença de muitos *pixels* rotulados incorretamente, formando pequenos agrupamentos que não continham mais de 60 unidades. Sendo assim, optou-se pela escolha de um limiar de área que, quando aplicado, eliminaria estas variações não-significativas.

A escolha desse liminar baseou-se no mapa de remanescentes da SOS Mata Atlântica (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2009). Com a construção da curva cumulativa da área dos remanescentes (Figura 5.2) foi possível escolher um limiar de tal forma que, grande parte da área total dos remanescentes é mantida se todos os polígonos com área menor do que este valor forem excluídos. O gráfico da Figura 5.2, mostra que, eliminando os 260 menores polígonos, ainda é mantida 99,9905 % da área ocupada pelos remanescentes. Isto representa um limiar de 5,6675 hectares, ou seja, excluindo os polígonos menores do que 5,6675 hectares ainda á mantida 99,9905 % da área ocupada pelos remanescentes.

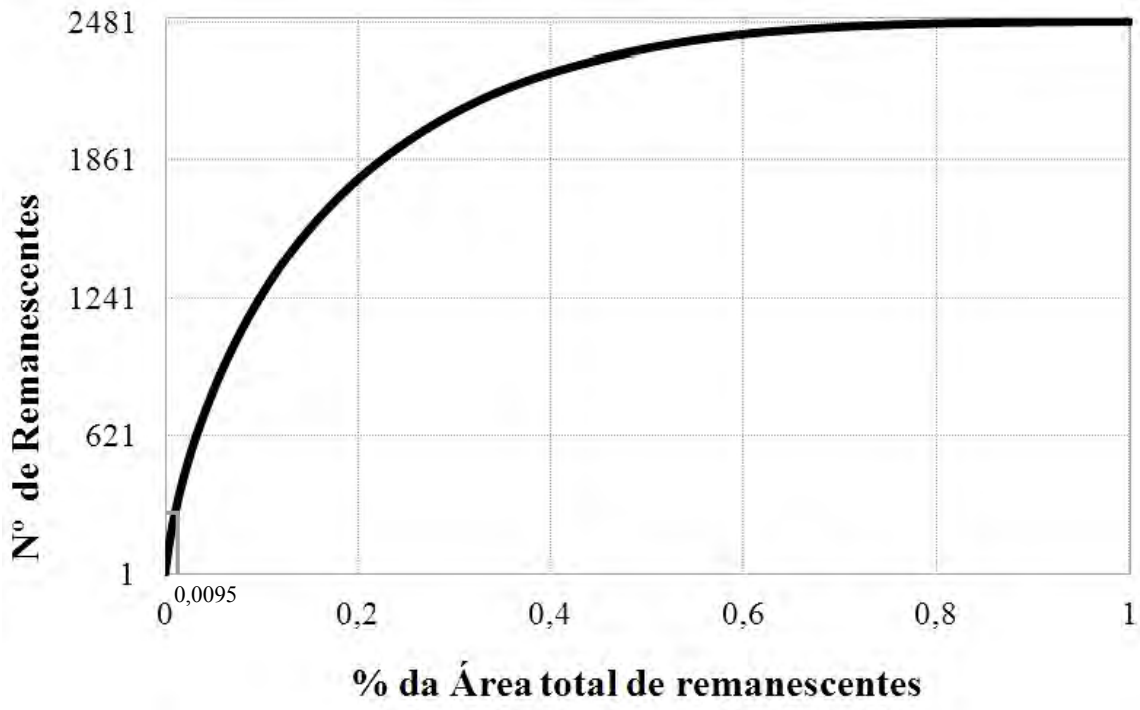


Figura 5.2 - Curva cumulativa da área dos remanescentes.

5.2.1.7 Comparação com o mapa da SOS Mata Atlântica

Nesta etapa, o mapa de remanescentes de SOS Mata Atlântica e INPE (2009) foi sobreposto às classificações para identificação de *pixels* classificados como floresta que não foram mapeados por estes autores. Estes *pixels* foram transformados em vetores (polígonos) para utilização nas etapas seguintes.

5.2.1.8 Eliminação de áreas com baixo NDVI

Na classificação com imagens NDVI, mesmo após a aplicação dos procedimentos de pós-classificação (item 5.2.1.6) um grande número de polígonos foi encontrado fora dos fragmentos mapeados por SOS Mata Atlântica e INPE (2009). Deste modo, antes de exportá-los para a plataforma Google Earth e realizar a interpretação visual, os polígonos que não possuíam cobertura florestal foram excluídos com um limiar correspondente ao menor valor de NDVI na imagem TM de 2009 das áreas de floresta mapeadas por SOS Mata Atlântica e INPE (2009). O mesmo procedimento foi realizado para os polígonos oriundos da classificação com imagens fração solo obtidos no item 5.2.1.5.

5.2.1.9 Interpretação visual utilizando-se imagens Google Earth

Os polígonos gerados no ítem 5.2.1.7 foram convertidos para o formato *Keyhole Markup Language* (KML) e importados para a plataforma Google Earth, onde através da observação de imagens de alta resolução, suas classes de cobertura da terra foram definidas.

5.2.1.10 Análise de imagens de curvatura horizontal do TOPODATA

A comparação com o mapa de SOS Mata Atlântica e INPE (2009) (item 5.2.1.7) identificou áreas que possuíam resposta espectral semelhante à de formações florestais. Porém, a interpretação da cobertura da terra destas áreas (item 5.2.1.9), realizada com imagens de alta resolução do Google Earth, revelou que uma delas não apresentava fisionomia florestal e foi inicialmente nomeada "não-floresta". Com a utilização de imagens de curvatura horizontal, da base de dados TOPODATA, foi possível inferir sobre o relevo destas áreas e assim melhor definir sua classe de cobertura da terra.

Como detalhado no item 3.6, estas imagens apresentam três classes de curvaturas horizontais: convergente, retilínea e divergente. Para classificar os polígonos de acordo com estas classes, a moda dos *pixels* do interior dos mesmos foi utilizada como medida classificatória.

5.2.2 Elaboração do mapa referência para avaliação das classificações

Para a avaliação das classificações, a cobertura florestal contida no interior de dez quadrados com 10x10 km de dimensão, gerados aleatoriamente dentro dos limites da área de estudo (Figura 5.3), foi mapeada e utilizada como referência. Este mapeamento foi realizado sob imagem TM do ano de 2009 em escala 1:25.000 e validado com imagens atuais de alta resolução disponíveis no Google Earth e trabalhos de campo.

Devido à grande extensão geográfica da região estudada e a distância entre os quadrados de interpretação, foram visitadas em campo apenas áreas mapeadas como floresta, mas de difícil identificação na imagem TM de 2009 e que não possuíam imagens Google Earth de qualidade. Além disso, foram

visitadas áreas de regeneração florestal que motivaram a elaboração deste estudo, ou seja, regiões com padrão de solo exposto na imagem TM de 1986 que atualmente estão cobertas por floresta. Após a elaboração do mapa referência, o índice de concordância *Kappa* (COHEN, 1960) e a exatidão global (STORY; CONGALTON, 1986) foram calculados e utilizados como medidas de acurácia.

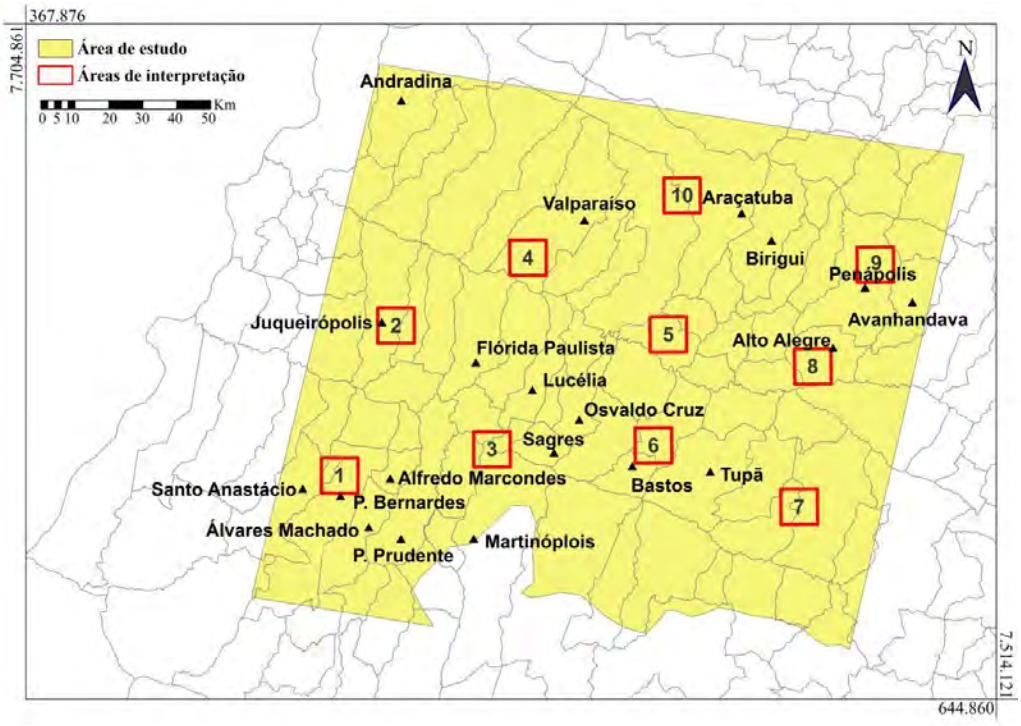


Figura 5.3 - Distribuição espacial das áreas de interpretação visual utilizadas na elaboração do mapa referência da cobertura florestal.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este capítulo apresenta os resultados das classificações da série multitemporal de NDVI e fração solo e infere a caracterização da dinâmica da cobertura florestal com base nestes resultados.

6.1 Mapeamento da cobertura florestal com base nas de imagens multitemporais NDVI

Seguindo a sequência metodológica apresentada na Figura 5.2, obteve-se um mapa da cobertura florestal tendo como base nas imagens multitemporais de NDVI. Ao comparar este mapa com o produzido por SOS Mata Atlântica e INPE (2009), se notou um grande número de *pixels* fora das áreas de remanescentes (Figura 6.1), o que motivou um esforço complementar de processamento dessas áreas, com o intuito de conhecer as classes de cobertura da terra a que elas correspondiam.

A classificação obtida após os procedimentos de pós-classificação (ver Figura 5.1) foi vetorizada e produziu 1627 polígonos localizados fora das áreas de remanescentes mapeadas por SOS Mata Atlântica e INPE (2009). A comparação com a imagem TM de 2009 mostrou que grande parte delas não apresentava cobertura florestal (Figura 6.1). Então, estes polígonos foram sobrepostos à imagem NDVI referente ao ano de 2009 e a média dos *pixels* no interior dos mesmos foi calculada como medida representativa do NDVI. O mesmo procedimento foi realizado utilizando os polígonos de remanescentes florestais de SOS Mata Atlântica e INPE (2009) e o menor valor de NDVI foi utilizado como limiar para a eliminação de áreas sem fisionomia florestal dentro do montante de 1627 polígonos previamente identificados. Com isso, restaram apenas 144 polígonos que possuem uma área total de 2.003,97 hectares, ou seja, 1,7084% da área dos fragmentos florestais mapeados por SOS Mata Atlântica e INPE (2009).

Os 144 polígonos, convertidos em formato KML e importados para a plataforma Google Earth, foram analisados individualmente com sobreposição das imagens de alta resolução espacial e nelas foram diferenciadas três classes de

cobertura da terra: floresta, reflorestamento e área alagável, estas últimas não apresentando fisionomia florestal. Exemplos dessas classes em imagens de alta resolução do Google Earth são mostrados na Figura 6.2.

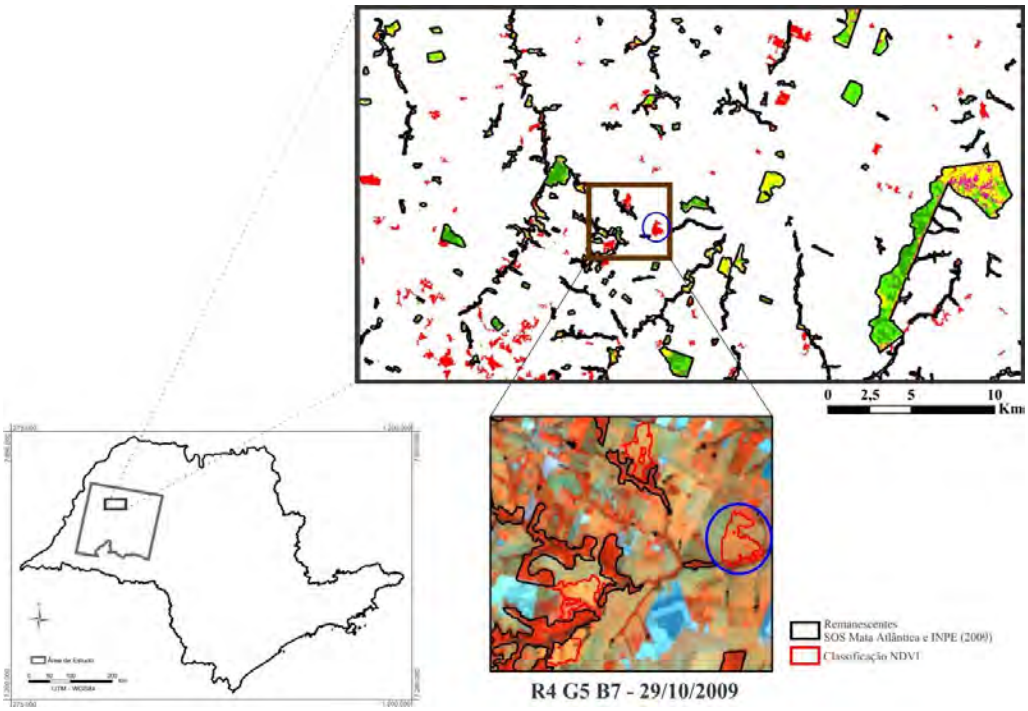


Figura 6.1 - Exemplos de áreas obtidas pela classificação de série multitemporal de imagens NDVI, combinados com os remanescentes mapeados por SOS Mata Atlântica e INPE (2009). A sobreposição sobre a composição colorida ilustra alguns resultados da classificação do NDVI que não correspondem a fragmentos florestais.

A classe floresta corresponde a áreas que apresentam fisionomia florestal de florestas nativas com porte arbóreo e multiestratos, caracterizada, em particular, pela textura rugosa na imagem (Figura 6.2-a). Já a classe reflorestamento corresponde a áreas de plantações de espécies arbóreas como eucalipto ou seringueira e apresenta textura lisa e homogênea (Figura 6.2-b). Os polígonos associados a áreas alagáveis apresentavam vegetação rasteira e, consequentemente, sem fisionomia florestal, que geralmente estavam localizados em áreas de solos úmidos ou próximos a corpos de água (Figura 6.2-c). As melhores classificações para essa classe de cobertura da terra, segundo Keddy (2010) seriam: pântano (*marsh), prado (wet meadow)* e águas ra*sas (shallow water)*.

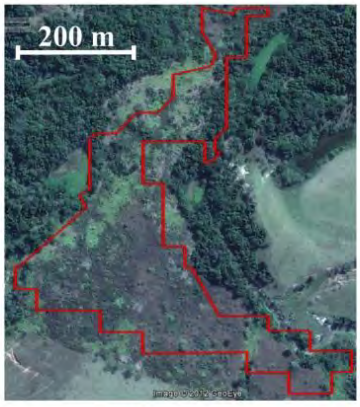
a)

28/07/2010

b)

28/07/2010

c)



28/06/2010

Figura 6.2 - Exemplos de áreas não mapeadas como remanescentes em SOS Mata Atlântica e INPE (2009), e classificadas pelo método proposto neste trabalho. As áreas correspondentes às classes floresta (a) e reflorestamento (b) apresentam fisionomia florestal, enquanto (c), a classe área alagável não denota fisionomia florestal.

A Figura 6.2-a mostra uma especificidade que deve ser considerada. A imagem foi adquirida no mês de julho, época caracterizada pela estiagem e queda de folhas de algumas espécies arbóreas. Observa-se na parte central da imagem, a resposta de uma área de vegetação decídua que confere uma sutil coloração amarronzada a região e pode originar erros de classificação, fazendo com que mesmo experientes intérpretes possam se equivocar.

Em contextos semelhantes, este trabalho utilizou, para validação, uma imagem adquirida no mês de abril de 2011 (Figura 6.3-a) e outra no mês de setembro do mesmo ano (Figura 6.3-b), que correspondiam aos finais da estação chuvosa e seca, respectivamente (Figura 6.3). Na Figura 6.3-a, observa-se que a formação florestal apresenta resposta espectral alta na faixa do infravermelho próximo (banda 4) , posicionada no canal do vermelho na composição colorida, conferindo a ela uma tonalidade avermelhada e indicando a presença de folhas verdes. Já na Figura 6.3-b é notável a predominante resposta espectral do solo, caracterizada por altos valores de reflectância na faixa do infravermelho médio (banda 7), posicionada no canal do azul na composição colorida, fazendo com que a área adquirisse tonalidade azulada.

Os efeitos da deciduidade nas imagens de satélite sugerem uma razão para não incluir áreas como essa, apresentada na Figura 6.3, em SOS Mata Altântica e INPE (2009). Entretanto, a classificação proposta nesse trabalho, foi capaz de reconhecê-la como floresta, pois além de o NDVI realçar as propriedades espectrais da vegetação, a época de aquisição das imagens foi a primavera ou o verão.

A acurácia do mapa derivado da série multitemporal de imagens NDVI (Figura 5.1) foi avaliada comparando-o com amostras do mapa referência, elaborado por interpretação visual e validação em campo, conforme descrito no item 5.2.1.12 e calculando-se a matriz de confusão, a exatidão global (STORY; CONGALTON, 1986) e o índice de concordância *Kappa* (COHEN, 1960) (Tabela 6.1).

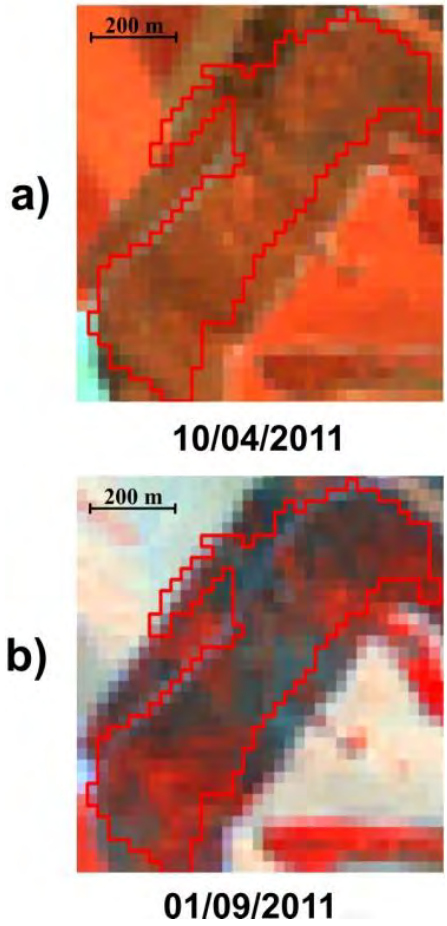


Figura 6.3 - Efeito da deciduidade ilustrado em composições coloridas (R4 G5 B7) de passagens adquiridas da estação chuvosa (a) e seca (b). A área delimitada corresponde a um fragmento florestal não mapeado por SOS Mata Atlântica e INPE (2009).

O índice *Kappa* foi de 0,6626, indicando boa concordância entre os mapas (HUDSON; RAMM, 1987). A omissão, ou seja, a porcentagem de *pixels* da referência que o método deixou de mapear, foi de 45,021 %. Já a comissão, ou seja, a porcentagem do total de *pixels* mapeados pela metodologia que não pertencem ao mapa referência (*pixels* localizados fora das áreas do mapa referência), foi de 16,508%.

Tabela 6.1 - Matriz de confusão entre o mapa referência e o mapa da cobertura florestal obtido com imagens NDVI.

	Referência	
Classificação	Fundo	Cobertura Florestal
Fundo	**19.882.547**	15.109
Cobertura Florestal	3.648	**18.451**

Continua

Tabela 6.1 - Conclusão

Omissão (%)	Comissão (%)
0,018	0,076
45,021	16,508

Exatidão Global	**0,999058**
Kappa	**0,6626**
Variância do *Kappa*	**0,000000056**

A omissão foi relativamente alta, pois muitos *pixels* da referência deixaram de ser classificados. Grande parte desta discordância advém da maneira como os dois mapas foram confeccionados. O mapeamento se baseou exclusivamente na informação presente na menor unidade da imagem, o *pixel*. Já a referência foi feita por meio da digitalização manual de áreas de floresta, sem qualquer distinção quanto à resposta espectral do *pixel*. Desta forma, e devido também à escala mais detalhada que o mapa referência foi elaborado, muitos *pixels* que não correspondiam a florestas foram mapeados como tal, originando uma menor concordância entre os dois trabalhos. Além disso, os procedimentos de pós-classificação eliminaram muitos *pixels* duvidosos, mantendo apenas aqueles que apresentavam resposta espectral mais semelhante à de formações florestais. A comissão (16,508%) se referiu a áreas de reflorestamento ou culturas agrícolas perenes identificadas como floresta pela metodologia.

Como mencionado anteriormente, durante o processo de validação das áreas classificadas fora dos tratos remanescentes de SOS Mata Atlântica e INPE (2009), foram identificadas três classes de cobertura da terra. Em particular, a classe área alagável apresentou um padrão de solos úmidos. Para melhor avaliar essas áreas, foi realizada uma análise do relevo sob o qual elas estão inseridas, através de variáveis geomorfométricas da base de dados TOPODATA.

O gráfico apresentado na Figura 6.4 mostra como as classes floresta, reflorestamento e área alagável estão distribuídas conforme as classes de curvaturas horizontais (convergente, planar ou divergente) (ver VALERIANO, 2008). Das 22 áreas identificadas como alagáveis, observou-se que 18, ou

seja, 81,8 % estavam localizadas em regiões de topografia convergente sugerindo, portanto, áreas propensas a influências hídricas (VALERIANO; CARVALHO JÙNIOR, 2003). A classe floresta encontrou-se em sua maioria (71,2%) sob formas divergentes, o que pode ser explicado pelo fato de que nestes locais o relevo dificulte o desmatamento e, consequentemente, as atividades agropecuárias. Já as áreas de reflorestamento foram encontradas quase em sua totalidade (92%) em formas planares, podendo-se inferir que isso aconteça devido aos altos custos de operações silviculturais e de manejo florestal (colheita, desbaste, poda, etc.).

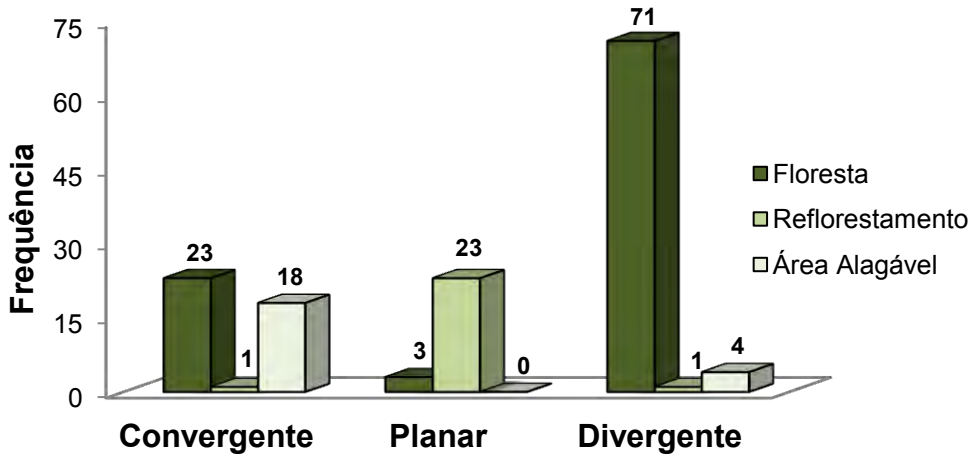


Figura 6.4 - Distribuição dos polígonos classificados como vegetação com a série multitemporal de imagens NDVI e não mapeados como remanescentes em SOS MATA ATLÂNTICA e INPE (2009), para as três classes de cobertura da terra e formas de relevo.

A análise de formas de relevo foi estendida sorteando-se aleatoriamente dois polígonos de cada classe (floresta, reflorestamento e área alagável) para análise visual com Modelo Digital de Elevação (MDE). Dados de altimetria do projeto TOPODATA, com resolução espacial de 30 metros, foram sobrepostos à imagem TM do ano de 2009 e combinados com o MDE com exagero vertical de 15 vezes, para inferir a forma do relevo em que as classes eram observadas.

As Figuras 6.5, 6.6 e 6.7, apresentam dois polígonos das classes floresta, reflorestamento e área alagável, respectivamente. Nota-se que as áreas de floresta (Figura 6.5) se localizam em regiões com declive acentuado. Já os

polígonos correspondentes a reflorestamentos (Figura 6.6) situam-se em locais mais planos. Regiões classificadas como área alagável (Figura 6.7) estão sob relevo convergente.

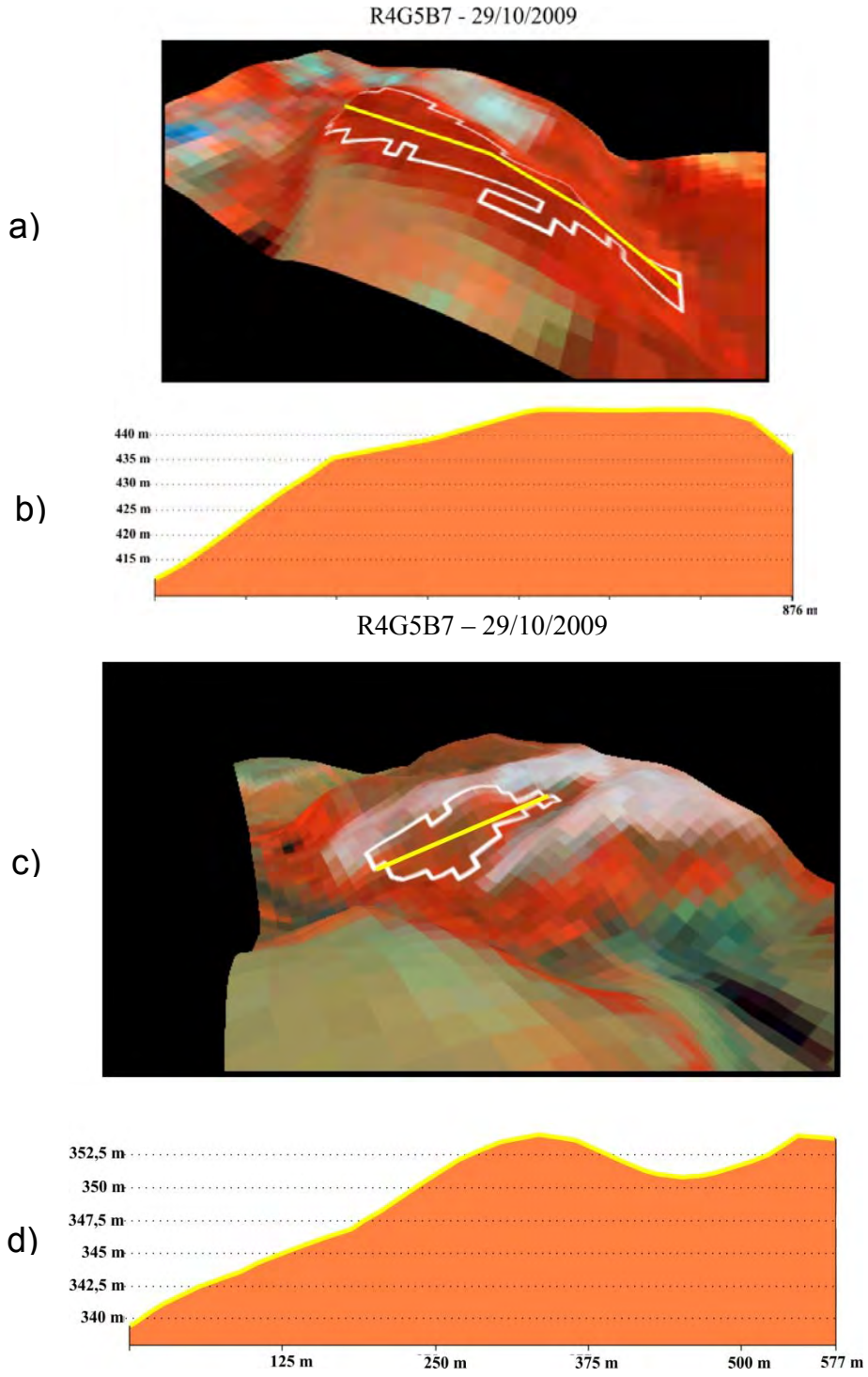


Figura 6.5 - Exemplos da classe floresta em composições coloridas (R4 B5 G7) de 29/10/2009 e MDE com exagero vertical de 15 vezes (a, c) e perfis topográficos correspondentes (b, d).

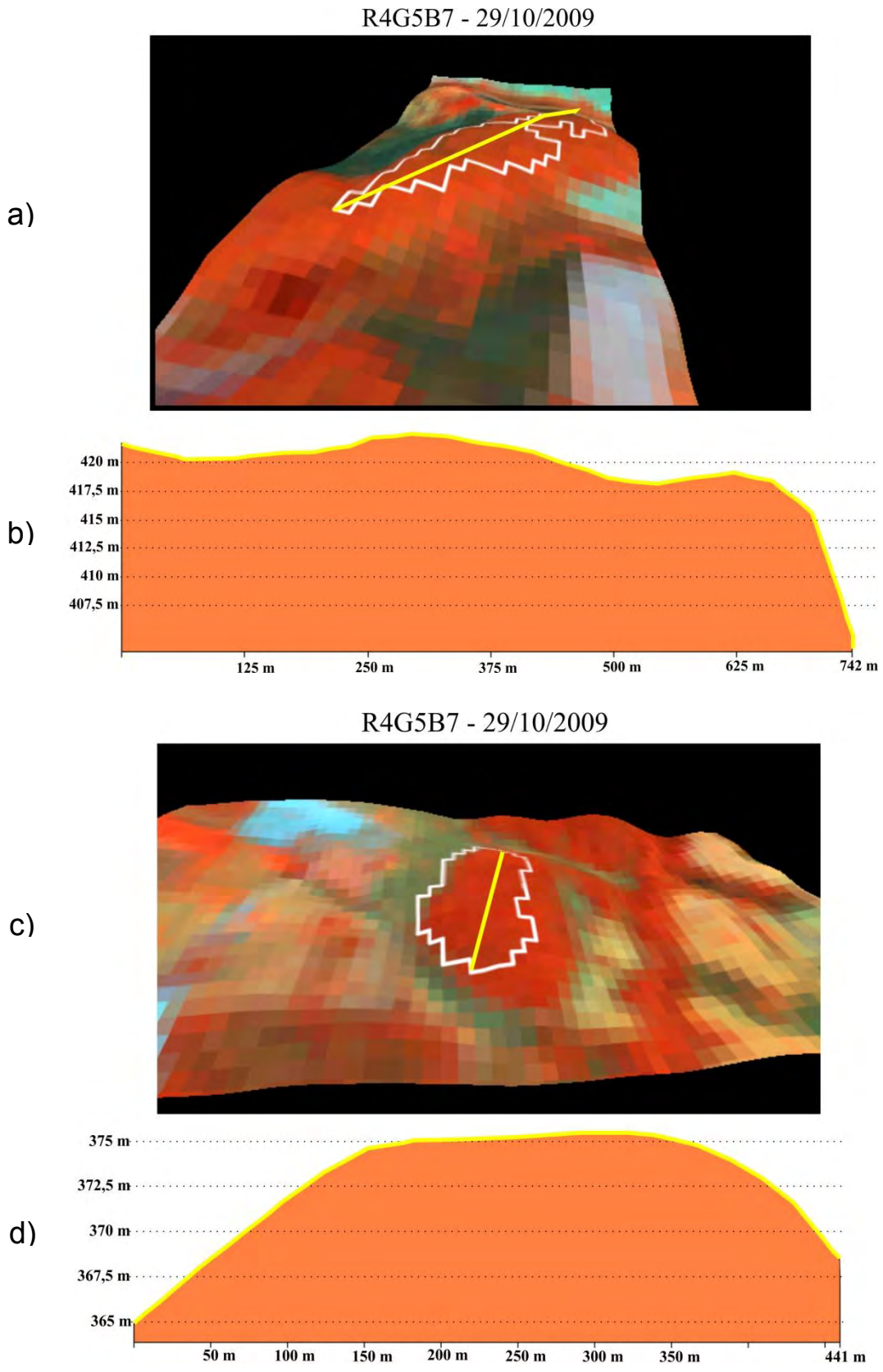


Figura 6.6 - Exemplos da classe reflorestamento em composições coloridas (R4 B5 G7) de 29/10/2009 e MDE com exagero vertical de 15 vezes (a, c) e perfis topográficos correspondentes (b, d).

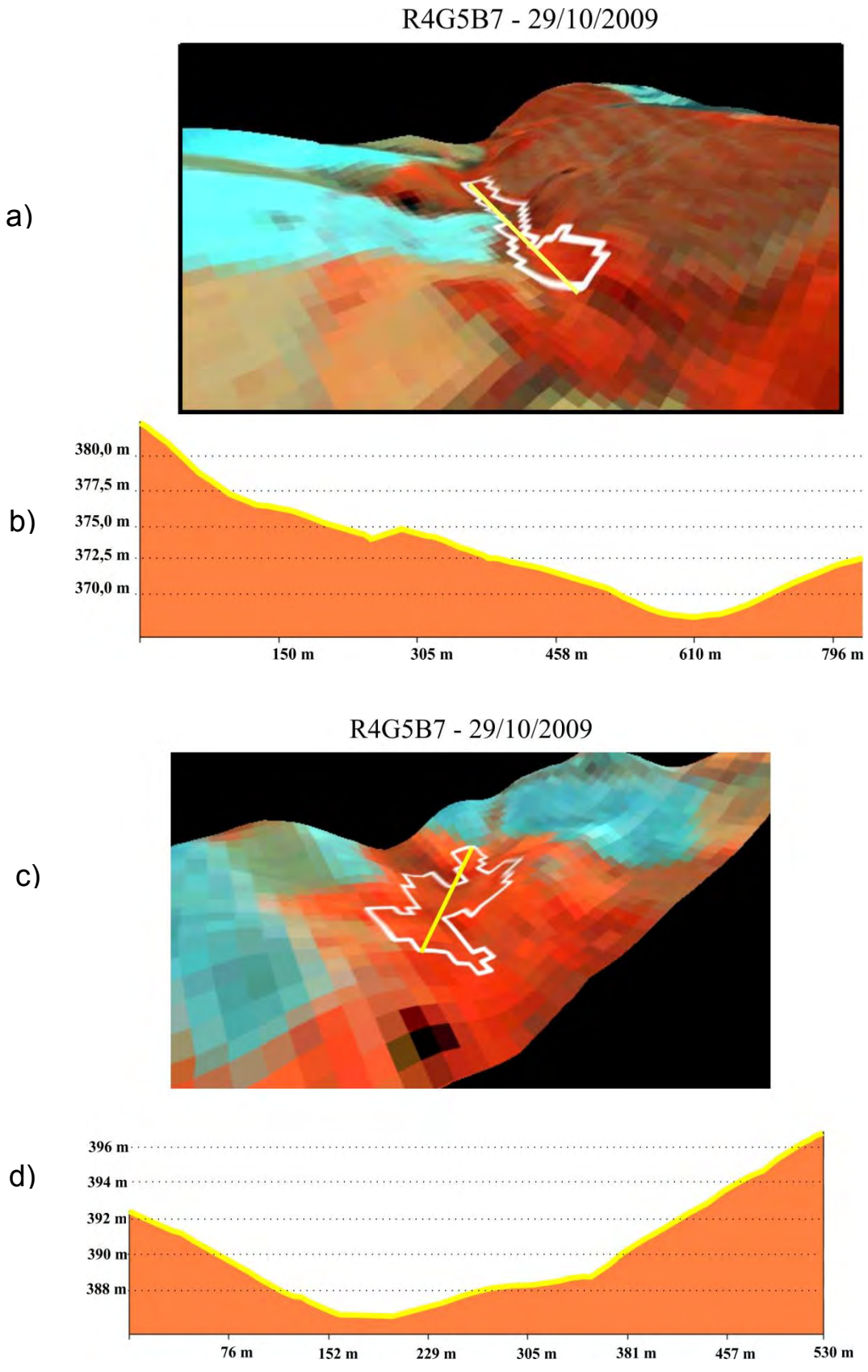


Figura 6.7 - Exemplos da classe área alagável em composições coloridas (R4 B5 G7) de 29/10/2009 e MDE com exagero vertical de 15 vezes (a, c) e perfis topográficos correspondentes (b, d).

6.2 Mapeamento da cobertura florestal com base nas imagens multitemporais fração solo

Ao utilizarem-se as imagens multitemporais fração solo no mapeamento da cobertura florestal, também se observou a presença *pixels* classificados do mapa de SOS Mata Atlântica e INPE (2009). No total, foram 362 polígonos dos quais 237 apresentaram NDVI maior do que o limiar estabelecido no item 5.2.1.10, correspondendo a 3.172 hectares, o que representa 2,68% da área de remanescentes mapeados em SOS Mata Atlântica e INPE (2009).

A Tabela 6.2 apresenta a matriz de confusão entre o mapa referência e o da cobertura florestal obtido utilizando-se a série multitemporal de imagens fração solo. O índice *Kappa* foi de 0,7438, indicando boa concordância entre os mapas (HUDSON; RAMM, 1987). A omissão foi de 33,6 % e a comissão foi de 15,36 %. Como explicado anteriormente (item 6.1), os valores de omissão foram relativamente altos devido à maneira com que os dois mapas foram gerados. Já a comissão (15,36 %) foi semelhante a da classificação baseada em imagens NDVI e refere-se a áreas de reflorestamento ou culturas perenes.

Tabela 6.2 - Matriz de confusão entre o mapa referência e o mapa da cobertura florestal obtido com imagens fração solo.

	Referência	
Classificação	Fundo	Cobertura Florestal
Fundo	**19.906.072**	11.444
Cobertura Florestal	4.105	**22.616**

Omissão (%)	**Comissão (%)**
0,021	0,057
33,6	15,362

Exatidão Global	**0,99922**
Kappa	**0,7438**
Variância do *Kappa*	**5,23E-08**

Uma análise inicial feita com sobreposição de imagens de alta resolução do Google Earth mostrou que muitas áreas localizadas fora do mapa de remanescentes de SOS Mata Atlântica e INPE (2009) correspondem a

formações florestais ou reflorestamentos. Os polígonos com altos valores de NDVI (obtidos no item 5.2.1.10) foram exportados para formato KML, visualizados na plataforma Google Earth e conferidos individualmente para definição de sua classe de cobertura da terra. Assim como no caso do NDVI (item 6.1), as classes identificadas foram floresta, reflorestamento e área alagável, mostradas na Figura 6.9. Grande parte dos polígonos da classe área alagável (Figura 6.9-c) apresentou o já mencionado padrão de solos úmidos. Imagens de curvatura horizontal, disponíveis no banco de dados TOPODATA, foram utilizadas para verificar sob qual forma de relevo estas áreas estavam submetidas. A Figura 6.9 apresenta os resultados da distribuição das classes floresta, reflorestamento e área alagável em três classes de curvaturas horizontais (convergente, planar e divergente). Os resultados foram semelhantes aos obtidos quando se utilizou imagens NDVI. A maioria das áreas alagáveis (76,4%) foi encontrada em relevo convergente, sugerindo condições de solos úmidos. Os polígonos da classe floresta encontram-se bem distribuídos sob formas divergentes (68%) e convergentes (27,6%). Acredita-se que isso ocorra devido à interferência do relevo que dificulta o desenvolvimento de atividades antropogênicas. Já as áreas de reflorestamento estavam quase totalmente (92,3%) sob formas planares, possivelmente pela facilidade na realização de atividades silviculturais nesse tipo de terreno.

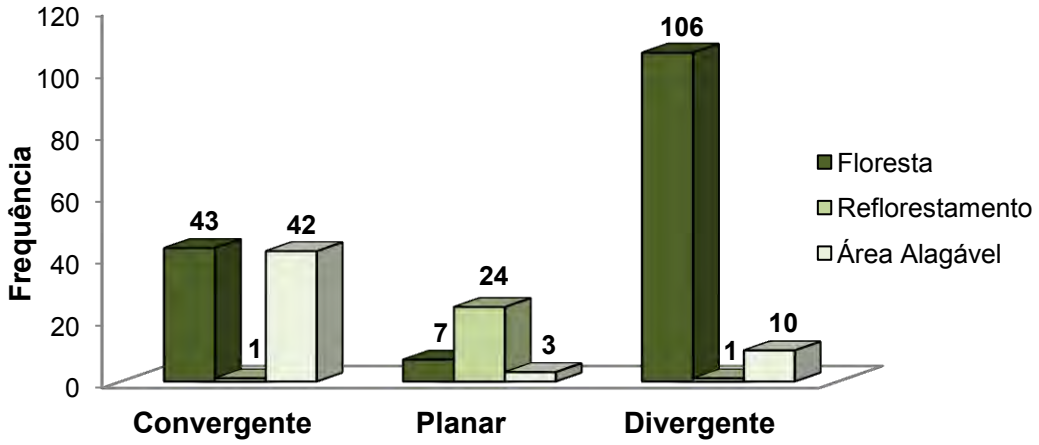


Figura 6.8 - Distribuição dos polígonos classificados como vegetação com a série multitemporal de imagens fração solo e não mapeados como remanescentes em SOS Mata Atlântica e INPE (2009), para três classes de cobertura da terra e formas de relevo.

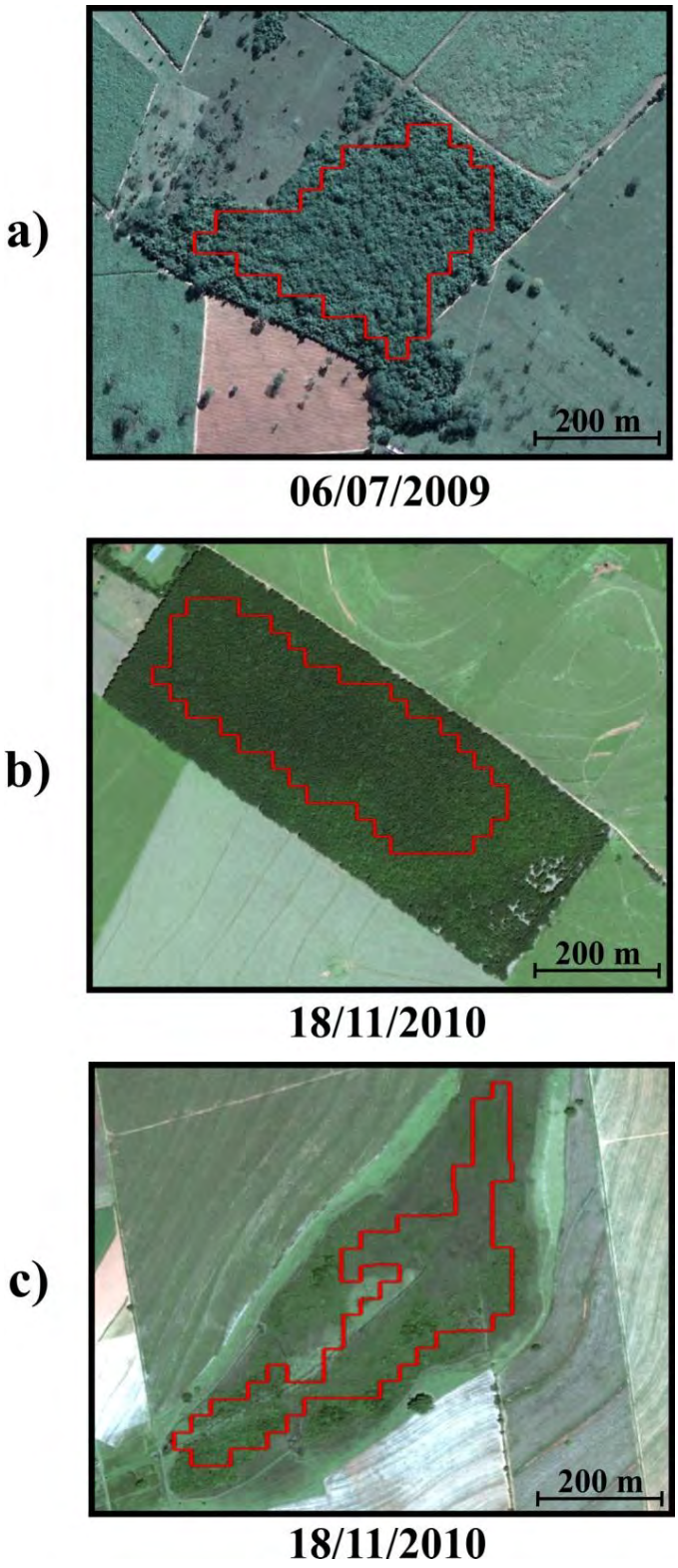


Figura 6.9 - Exemplos de áreas não mapeadas como remanescentes em SOS Mata Atlântica e INPE (2009), e classificadas pelo método proposto neste trabalho. As áreas correspondentes às classes floresta (a) e reflorestamento (b) apresentam fisionomia florestal, enquanto (c), a classe área alagável não denota fisionomia florestal.

Assim como no item 6.1, dois polígonos de cada classe foram sorteados ao acaso e sobrepostos ao MDE para análise visual do relevo. As Figuras 6.10, 6.11 e 6.12 apresentam os resultados para as classes floresta, reflorestamento e área alagável, respectivamente.

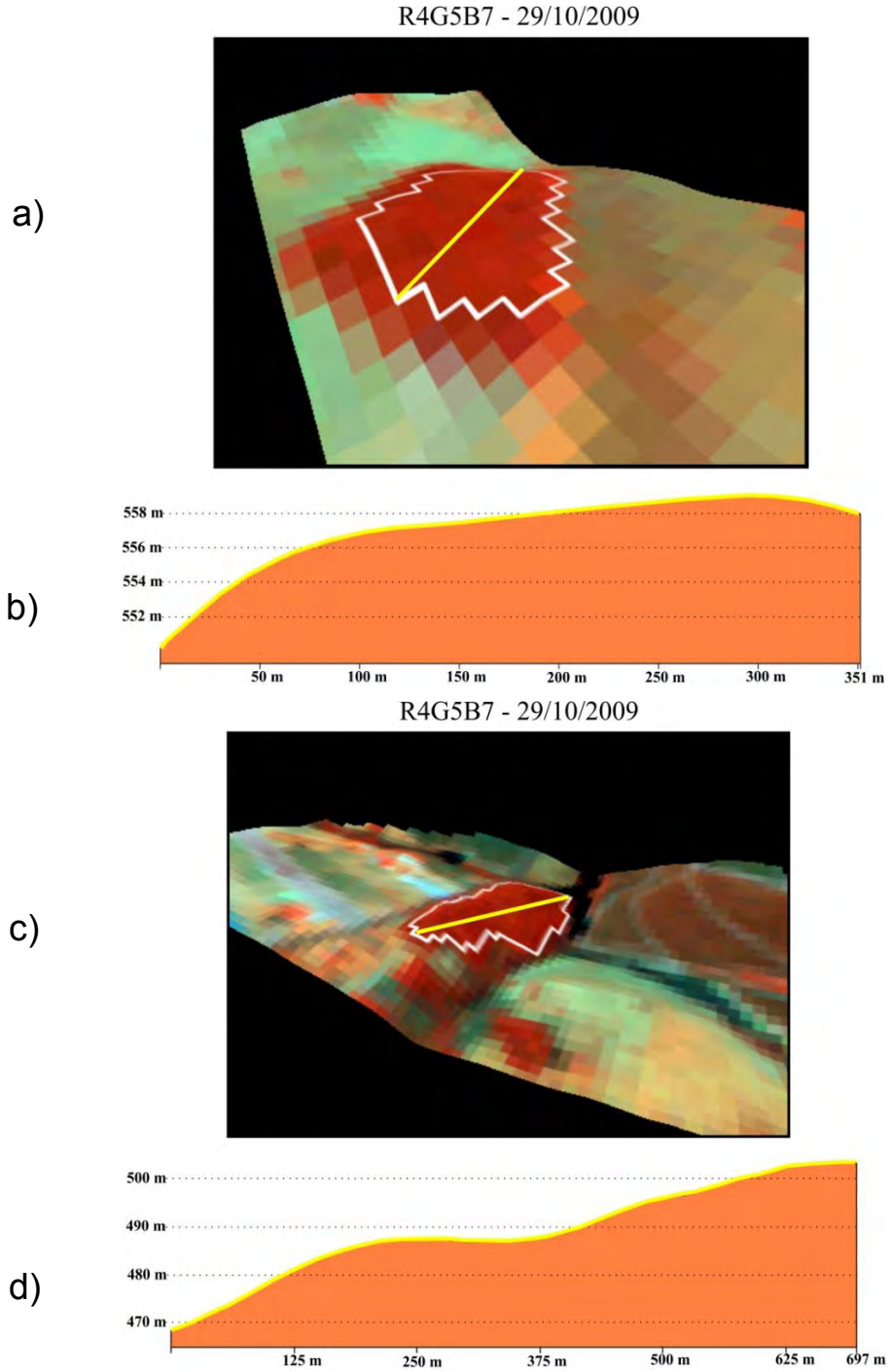
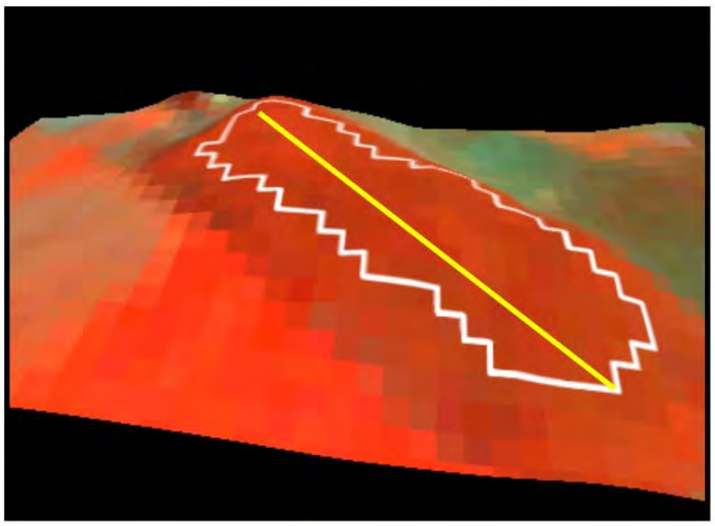
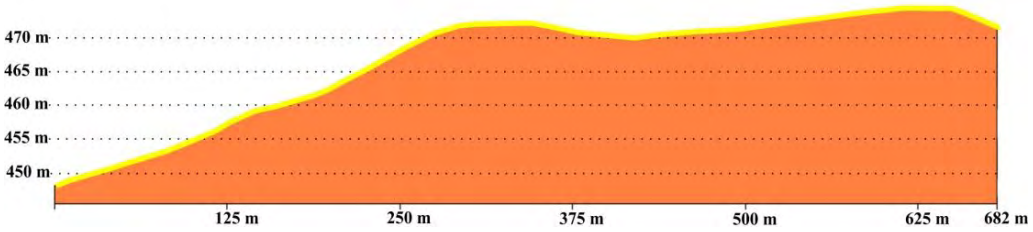


Figura 6.10 - Exemplos da classe floresta em composições coloridas (R4 B5 G7) de 29/10/2009 e MDE com exagero vertical de 15 vezes (a, c) e perfis topográficos correspondentes (b, d).

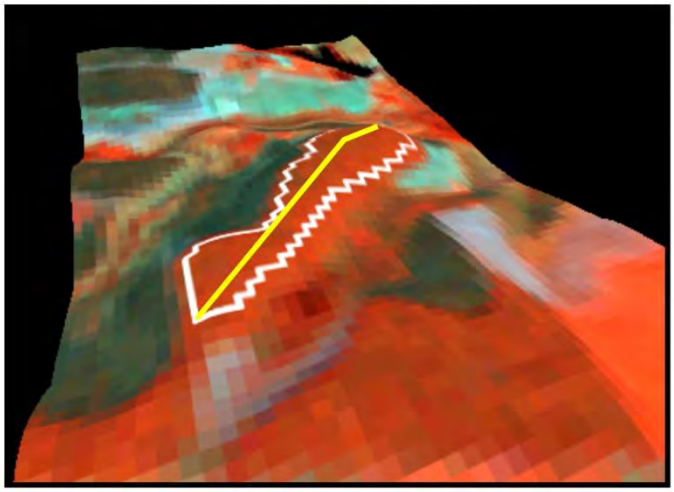
a)



b)



c)



d)

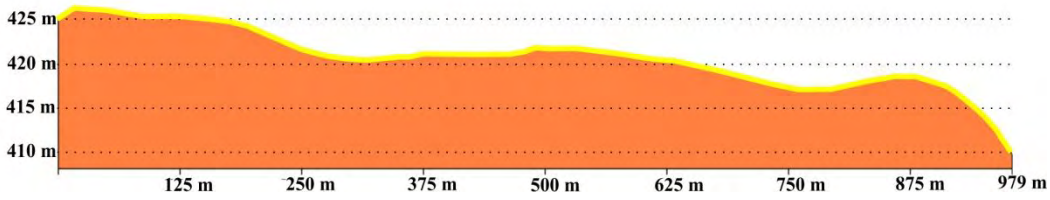
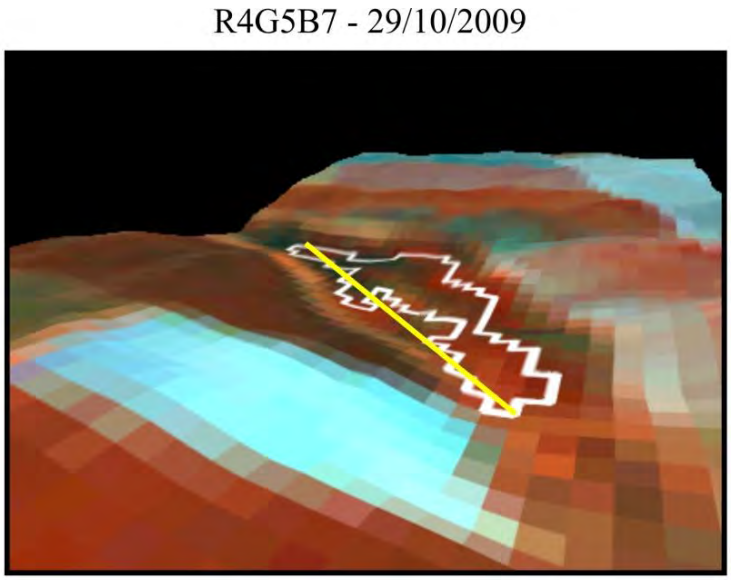
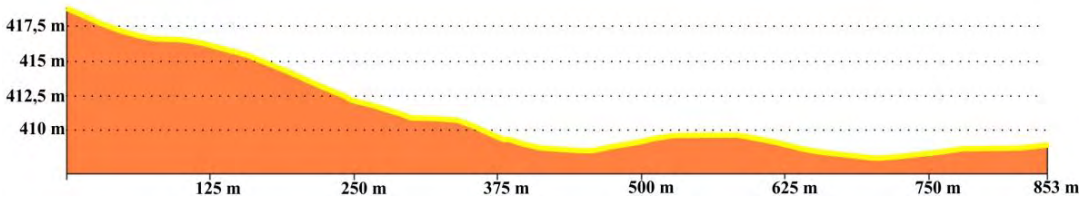


Figura 6.11 - Exemplos da classe reflorestamento em composições coloridas (R4 B5 G7) de 29/10/2009 e MDE com exagero vertical de 15 vezes (a, c) e perfis topográficos correspondentes (b, d).

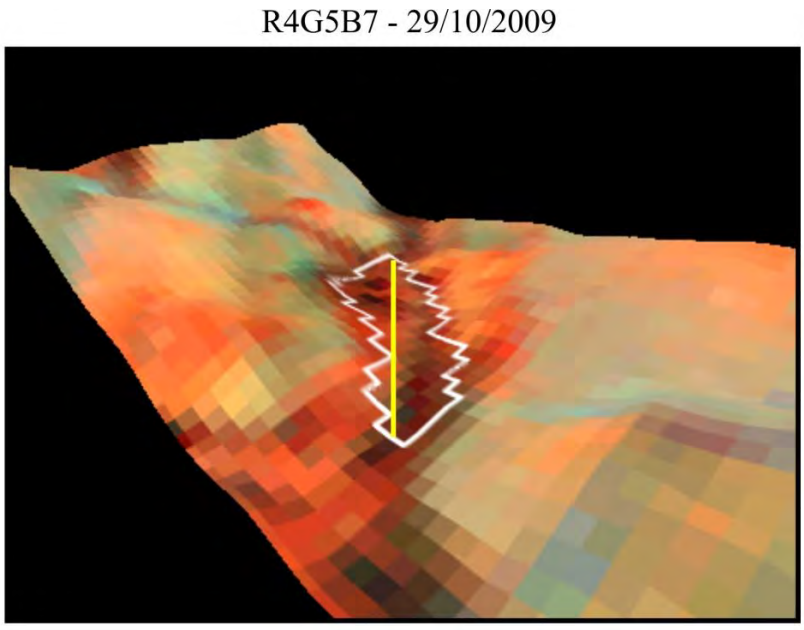
a)



b)



c)



d)

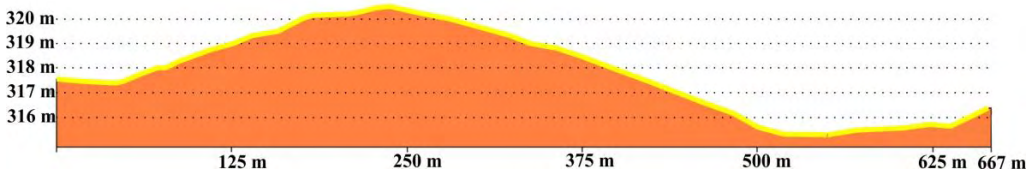


Figura 6.12 - Polígonos da classe área alagável sob composição colorida R3G4B5 de 29/10/2009 e MDE com exagero vertical de 15 vezes e perfis topográficos correspondentes (b, d).

A análise do perfil topográfico dos polígonos identificados como áreas alagáveis sugere que as mesmas estão submetidas a relevos convergentes e possivelmente associadas a solos úmidos. A classificação de tais áreas pela metodologia provavelmente relaciona-se a sua resposta espectral ao longo da série multitemporal de imagens, sendo esta, semelhante à de formações florestais. Durante o trabalho de campo observou-se que os polígonos referentes às áreas alagáveis possuíam em seu interior a presença de vegetação rasteira verdejante, postula-se assim, que a detecção das mesmas pelo método proposto realmente advém de seu comportamento espectral. Já as áreas de floresta e reflorestamento, assim como do ítem 6.1, se localizam em regiões com relevo divergente e planar, respectivamente.

6.3 Análise da dinâmica da cobertura florestal

Com o objetivo de caracterizar a dinâmica da cobertura florestal da área de estudo, sugere-se que os fragmentos de floresta e reflorestamento, localizados fora dos remanescentes florestais de SOS Mata Atlântica e INPE (2009), são elementos importantes para aperfeiçoar o entendimento de como a cobertura florestal é perdida e, em alguns casos, pode regenerar-se. Ainda, a utilização de dados de curvatura horizontal da base de dados TOPODATA, combinada com imagens de alta resolução do Google Earth e observações em campo, permitiram reconhecer que áreas alagáveis sem fisionomia florestal mostram predominância de gramíneas que se desenvolvem em regiões de solos úmidos e possuem dinâmica própria, não fazendo parte, portanto, do conjunto de fragmentos florestais ou do processo de regeneração florestal. A Tabela 6.3 sumariza os resultados apresentados nos itens anteriores (6.1 e 6.2), com o intuito de subsidiar as discussões seguintes.

Em geral, o desempenho do método para mapeamento da cobertura florestal que teve como base a série multitemporal de imagens NDVI, foi menor do que o baseado em imagens fração solo, quando se considera o menor índice de concordância *Kappa*, bem como o grande número de polígonos classificados que possuíam baixos valores de NDVI. Observa-se na Tabela 6.3 que 1.627 polígonos foram classificados como floresta sem sobreposição com SOS Mata Atlântica e INPE (2009), ao utilizarem-se as imagens NDVI no mapeamento da

cobertura florestal. Entretanto, apenas 144 polígonos, ou seja, apenas 8,85% do montante previamente classificado apresentaram NDVI maior do que o limiar estabelecido no item 5.2.1.10 e foram inspecionados na plataforma Google Earth. Já com o mapeamento baseado em imagens fração solo, obteve-se 362 polígonos sem sobreposição com SOS Mata Atlântica e INPE (2009), dos quais 65,5%, ou 237 polígonos, apresentaram NDVI maior do que o limiar mencionado no item 5.2.1.10 e foram inspecionados com imagens do Google Earth. Considerando os procedimentos adotados para a eliminação de áreas classificadas erroneamente (itens 5.2.1.8 e 5.2.1.10), em um primeiro momento, é notável a diferença no desempenho entre os dois métodos. Entretanto, deve-se relevar a seguinte questão, dos 144 polígonos oriundos da classificação baseada em imagens NDVI, 122 (84,7%) apresentaram fisionomias florestais referentes a florestas nativas e reflorestamentos. Por outro lado, 76,8% (182) dos polígonos sem sobreposição com SOS Mata Atlântica e INPE (2009) possuíam cobertura florestal (florestas nativas e reflorestamentos) na classificação baseada em imagens fração solo, o que se deve ao maior número de áreas alagáveis classificadas como floresta por este método. Dessa maneira, é possível postular que, embora o método baseado em imagens NDVI tenha classificado erroneamente um número maior de polígonos, após a aplicação do limiar (item 5.2.1.10), a classificação de áreas sem fisionomia florestal (áreas alagáveis) foi menor.

Ainda na Tabela 6.3, nota-se que os mapas baseados em imagens NDVI e fração solo detectaram quantidades parecidas de áreas de reflorestamento, não apenas em relação ao número de polígonos, mas também, à área. Isso indica que tais formações satisfaziam os critérios estabelecidos nos itens 5.2.1.8 e 5.2.1.10. Não obstante, o mesmo não se aplica a quantidade de fragmentos florestais detectados pelos dois métodos, sendo a diferença entre eles da ordem de 840 hectares. A interpretação visual da cobertura da terra utilizando-se imagens de alta resolução do Google Earth (item 5.2.1.11) mostrou que, em geral, o método baseado em imagens fração solo detectou não somente fragmentos menores, mas, também, um número maior deles.

Tabela 6.3 - Distribuição dos polígonos localizados fora dos remanescentes florestais de SOS Mata Atlântica e INPE (2009), identificados com base em séries multitemporais de imagens NDVI e fração solo para mapear a cobertura florestal e suas respectivas áreas e porcentagens em relação a área total dos polígonos inspecionados com imagens de alta resolução do Google Earth.

	NDVI			Fração solo		
	Nº	Área (ha)	%	Nº	Área (ha)	%
Polígonos classificados como floresta sem sobreposição com SOS Mata Atlântica e INPE (2009)	1.627	18.786	-	362	4.505	-
Polígonos inspecionados com imagens Google Earth	144	2.004	100	237	3.152	100
Fragmentos florestais fora do mapa de SOS Mata Atlântica e INPE (2009)	97	1.457	67,4	156	2.296	65,8
Áreas de reflorestamento fora do mapa de SOS Mata Atlântica e INPE (2009)	25	247	17,4	26	307	11
Áreas alagáveis fora do mapa de SOS Mata Atlântica e INPE (2009)	22	300	15,2	55	549	23,2
Áreas alagáveis sob relevos convergentes	18	-	-	42	-	-

No contexto do que foi exposto acima, sugere-se que a sinergia entre os dois métodos de processamento (NDVI e fração solo) poderia trazer resultados interessantes para a caracterização da dinâmica da cobertura florestal da área de estudo, uma vez que, eles não detectaram os mesmos fragmentos florestais e apresentaram desempenhos distintos em relação à classificação de áreas erroneamente. Em termos práticos, embora qualquer um dos métodos possa ser melhorado, é importante considerar que sua replicação para uma grande área exigiria que as pessoas responsáveis pelo processamento das imagens recebam treinamento adequado para serem capazes de tomar decisões consistentes no momento da etapa de classificação, dependendo da estrutura da paisagem vista na tela do computador e do desempenho dos métodos de classificação. Ainda, em uma realidade prática, os operadores devem ter plena consciência de que, ou são competentes o suficiente para escolher no início a técnica que vai minimizar o trabalho de edição, ou deverão ser trabalhadores o bastante para editar os resultados ruins de uma escolha de técnica equivocada (ALVES, 1996).

Os polígonos referentes às áreas de floresta e reflorestamento, localizados fora do mapa de SOS Mata Atlântica e INPE (2009), representam 1,7% e 2,7% da área total dos fragmentos florestais desse mapeamento, no método baseado em imagens NDVI e fração solo, respectivamente. Isso sugere que, embora modesta, a dinâmica da cobertura florestal não está meramente baseada na perda de vegetação natural, mas também na incorporação de novas áreas com fisionomia florestal que se desenvolveram em locais anteriormente ocupados por pastagens e agricultura.

Apesar do aumento de áreas com fisionomia florestal na região estudada, não é possível afirmar a ocorrência do processo de transição florestal (MATHER; NEEDLE, 1998; RUDEL et al., 2005). No entanto, a importância relativa das áreas de plantações florestais deve ser reconhecida não somente em relação ao seu papel nos sistemas de uso da terra, mas também por sua relevância ambiental, em particular para o sequestro de carbono.

O incremento das áreas de reflorestamento se deu após o programa de incentivos fiscais lançado pelo Governo Federal em meados de 1966, cujo

objetivo era atender à crescente demanda de madeira do processo de industrialização das regiões Sul e Sudeste do país (LIMA, 1996). Grande parte da atividade silvicultural é realizada com apenas uma essência florestal (Figura 6.18 e 6.19). Embora o sub-bosque destas áreas seja, na maioria das vezes, floristicamente pouco diverso, pode haver alguma diversidade em plantios antigos (LUGO, 1997), mas, de maneira geral, monoculturas de espécies exóticas de rápido crescimento (grande maioria das áreas visualizadas em campo), apresentam uma diversidade de espécies muito baixa. Porém, estas espécies podem auxiliar o processo de regeneração (LUGO, 1997), fornecendo condições ambientais para o desenvolvimento de outras árvores. Além disso, o acúmulo de biomassa acima do solo deste tipo de cultura é mais rápido do que em formações florestais secundárias (LUGO, 1990).

Figura 6.13 - Exemplo de monocultura com espécies do gênero Eucalyptus spp., frequentemente observada durante a viagem de campo.

No contexto de recuperação e restauração de áreas degradadas, é interessante que se incentive o plantio de espécies nativas para fins de restauração florestal. Em campo, foi possível observar um exemplo de tal prática (Figura 6.20). Esta área, de aproximadamente 60 hectares, é propriedade da Fundação SOS Mata Atlântica e consorcia diferentes espécies arbóreas da flora nativa para fins de restauração florestal.

Figura 6.14 - Exemplo de monocultura de seringueira (Hevea brasiliensis) para produção de látex, atividade frequentemente observada durante a viagem de campo.

Figura 6.15 - Exemplo de plantio de espécies nativas para fins de restauração florestal.

O processo de regeneração florestal da área de estudo incluiu não apenas a regeneração de total de fragmentos florestais, mas, também, a regeneração de áreas contíguas à borda dos já existentes. A região apresentada na Figura 6.13 é um dos maiores fragmentos florestais da área de estudo, inclui um processo de regeneração florestal importante e foi objeto de visita mais detalhada em campo.

Uma análise visual da composição colorida (R4 G5 B7) do ano de 1986 (Figura 6.13-a) e 2009 (Figura 6.13-b) indicou que esta área apresentava uso pecuário e, após abandono, voltou a mostrar fisionomia florestal. Esta dinâmica foi mostrada no mapa da cobertura florestal que teve como base imagens fração solo (Figura 6.13-c), as cores indicam diferentes graus de degradação do fragmento, oriundos das classes de cobertura da terra anteriores ao abandono. Para fins ilustrativos, foram apresentadas três imagens fração solo da série multitemporal (Figura 6.13-d), a presença de pasto dentro do atual fragmento florestal é destacada por altos valores de fração solo (> 0,5). A presença de várias espécies arbóreas em processo de sucessão (Figura 6.13-e) é um indicativo de recuperação da área. Este exemplo permite postular que, além da deciduidade dessa formação, diferentes graus de degradação em fragmentos florestais podem ser objetos importantes de pesquisa para o sensoriamento remoto.

Não obstante, fezes de gado (Figura 6.14) foram encontradas dentro do fragmento florestal apresentado na Figura 6.13, indicando a circulação destes animais na área. Esta prática foi e é uma ocorrência comum na região, o que interfere de forma expressiva no processo de sucessão da vegetação. A compactação do solo, perda da biodiversidade e crescimento descontrolado de lianas (Figura 6.15) são alguns dos efeitos ocasionados pela circulação de gado e também observados em campo. Sendo assim, a área de fisionomia florestal na composição colorida de 2009 (Figura 6.13-b) mostrou-se, em campo, como uma formação florestal, porém com influência das atividades do homem.

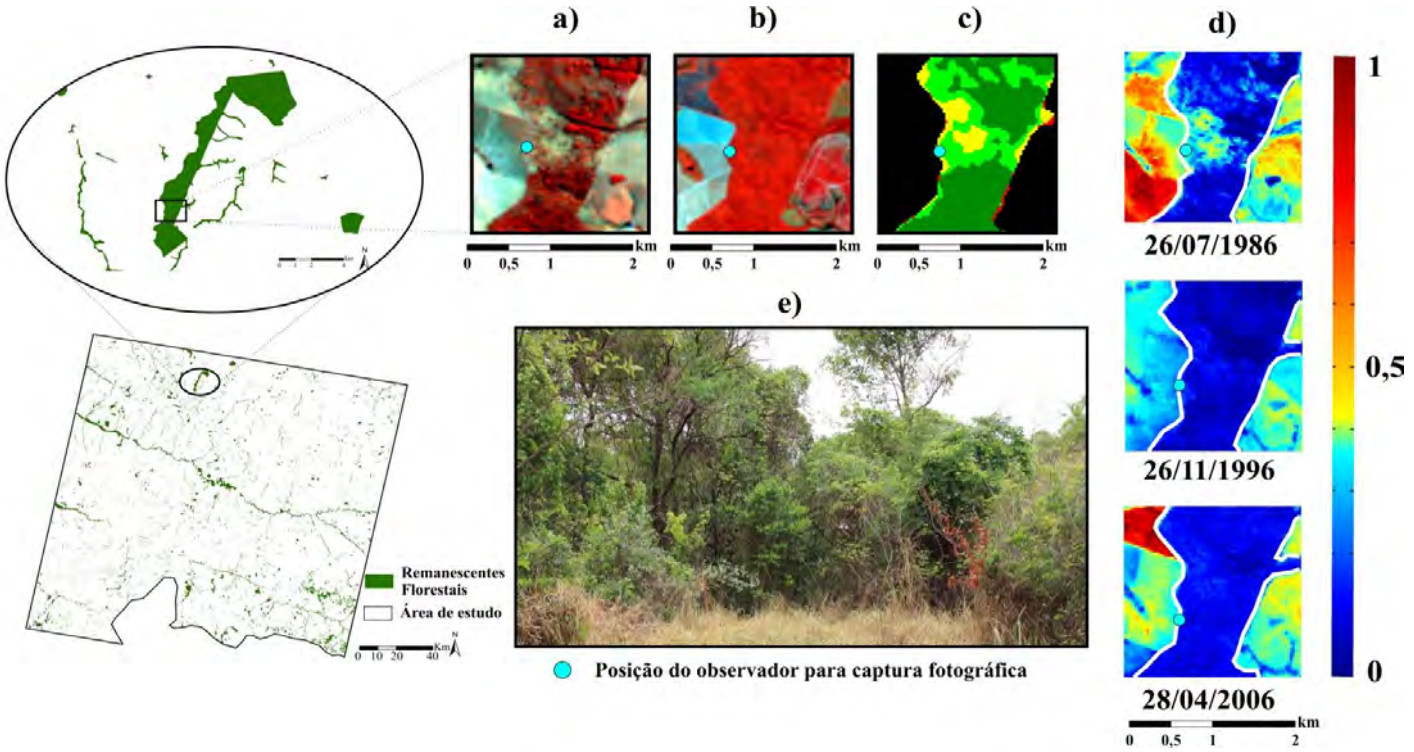


Figura 6.16 – Exemplo de regeneração em fragmento florestal. (a) composição colorida (R4 G5 B7) de 26/07/1986 mostrando a dominância de pasto na porção central da imagem. (b) composição colorida (R4 G5 B7) de 29/09/2009 mostrando regeneração florestal na área que havia pastagem em 1986. (c) mapa da cobertura florestal derivado da série multitemporal de imagens fração solo, descriminando variações espectrais oriundas dos antigos processos de uso da terra, as cores indicam diferentes graus de degradação. (d) comportamento da fração solo em 26/07/1986, 26/11/1996 e 28/04/2006, altos valores em 1986 destacam áreas sem fisionomia florestal dentro do fragmento (e) fotografia obtida no dia 25/09/2011, mostrando o processo de sucessão em curso com ocorrência de várias espécies arbóreas.

Figura 6.17 - Evidência de que os fragmentos florestais são invadidos pelo gado.

Figura 6.18 - Alta densidade de lianas em fragmento floresta, ocasionado pela circulação do gado que compacta o solo e favorece o crescimento deste tipo de planta.

O resultado das classificações não-supervisionadas, que tiveram como dados de entrada a série histórica de imagens de satélite dos fragmentos florestais mapeados pela SOS Mata Atlântica, mostraram-se sensíveis à variação da cobertura vegetal ao longo das imagens multitemporais. Na realidade, a variedade de processos que ocorreu nestas áreas gerou uma variabilidade espectral passível de detecção com algoritmos de classificação não-supervisionada. As Figuras 6.16 e 6.17 mostram o comportamento das classes identificadas pelo algoritmo K-médias ao utilizarem-se as imagens fração solo e NDVI, respectivamente. Nota-se que o *cluster* 4 presente em ambos os gráficos refere-se a áreas em que o processo de regeneração ocorreu de forma mais intensa. A regeneração dentro deste *cluster* pode ser identificada acompanhando seu comportamento ao longo das imagens multitemporais. Baixos valores de NDVI e altos valores de fração solo no primeiro ano de análise (1986) indicam a ausência de vegetação que, após mais de 20 anos, mostrou resposta espectral semelhante à de formações florestais. Os resultados do algoritmo K-médias ao longo das imagens multitemporais podem contribuir pra o entendimento da dinâmica da cobertura florestal, desde que sejam devidamente analisados e corretamente interpretados.

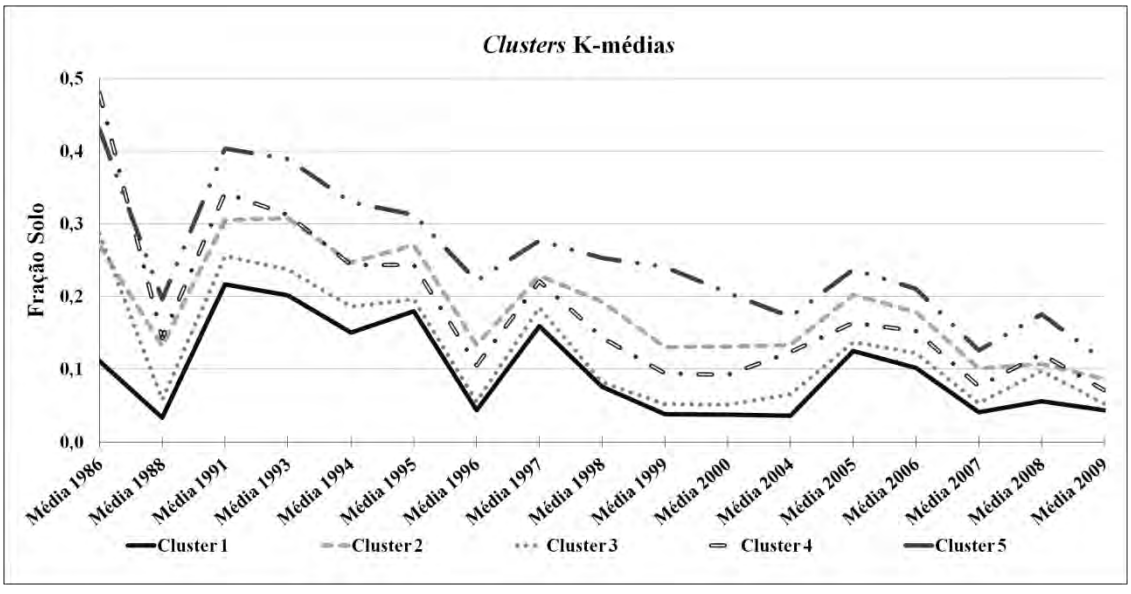


Figura 6.19 - Comportamento das classes K-médias ao longo da série multitemporal de imagens fração solo. Para construção das curvas foram calculadas as médias dos pixels de cada classe em todos os anos de análise.

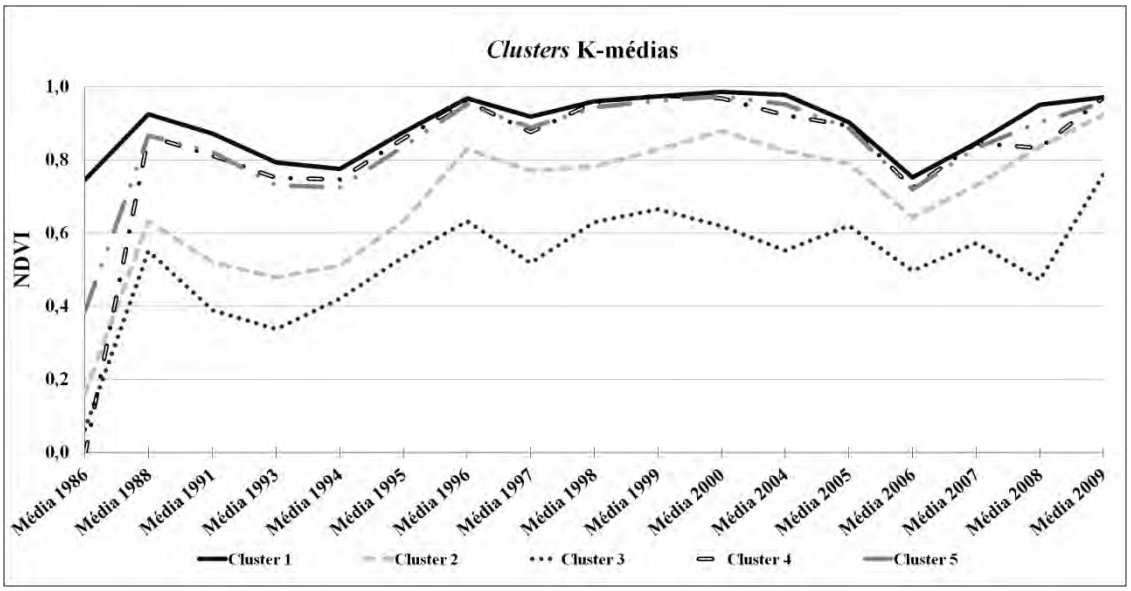


Figura 6.20 - Comportamento das classes K-médias ao longo da série multitemporal de imagens NDVI. Para construção das curvas foram calculadas as médias dos pixels de cada classe em todos os anos de análise.

Considerando-se os resultados obtidos no caso de cinco classes, obteve-se para o NDVI como classe 1 e 5 os *pixels* que mantiveram cobertura florestal durante todo período de estudo, classes 2 e 3 *pixels* cuja cobertura florestal é degradada e a resposta espectral do solo é maior e, como mencionado anteriormente, classe 4, *pixels* sem cobertura florestal em 1986 que, por meio da regeneração, passaram a apresentar resposta semelhante as classes 1 e 5. No caso das imagens fração solo, nas classes 1, 2 e 3 os *pixels* apresentaram cobertura florestal que se manteve ao longo da série, nas classes 4 e 5 os *pixels* possuíam usos não florestais de cobertura da terra que ao longo dos anos passaram a ter vegetação de porte florestal.

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os métodos de processamento digital (NDVI e MLME) produziram resultados distintos para o mapeamento da cobertura florestal da área de estudo. Desta maneira, é difícil afirmar qual método apresentou melhor desempenho. Não obstante, sugere-se que uma combinação entre eles possa trazer resultados interessantes. A classificação de imagens de satélite do período 1986-2009, baseada no algoritmo da máxima verossimilhança, permitiu resgatar informações históricas da cobertura florestal e, assim, discriminar usos de cobertura da terra anteriores a regeneração florestal, bem como graus de degradação dos fragmentos no início do período de análise. Isto foi possível através das classes espectrais identificadas pelo algoritmo K-médias ao longo das imagens multitemporais.

O sucesso da aplicação da metodologia proposta neste trabalho para a análise da dinâmica da cobertura florestal em outras áreas irá depender se uma série de condições. Por exemplo, o relevo pode ser um fator limitante, uma vez que, sua interferência no processamento de imagens de sensoriamento remoto gera laboriosos processos de edição. Por isso, devem-se realizar correções topográficas ou mesmo escolher imagens obtidas sob um ângulo de elevação solar que minimize o efeito do relevo. Recomenda-se que a correção dos efeitos atmosféricos seja efetuada em imagens brutas, ou seja, sem qualquer tipo de pré-processamento. Deste modo, o valor do *pixel* é menos modificado e os processos que ocorreram em seu interior serão mais fielmente retratados ao longo de imagens multitemporais. A escolha dos métodos de processamento digital também é relevante e deve ser realizada de acordo com os objetivos do trabalho. Por exemplo, a escolha do MLME, em especial da fração solo, foi bem sucedida para realçar áreas de pastagem em 1986 que atualmente estão cobertas por florestas. Além disso, os *clusters* K-médias oriundos da classificação de imagens fração solo (Figura 6.16) retrataram bem a dinâmica da cobertura florestal, mostrando claramente o processo de regeneração nas imagens.

Em síntese, as seguintes considerações podem ser feitas sobre a metodologia proposta neste trabalho: (1) A escolha dos parâmetros da classificação não-

supervisionada deve ser realizada cuidadosamente, por meio da análise estatística das classes em que a variância é a medida de dispersão mais confiável para sua caracterização; (2) os limiares de probabilidade para as funções discriminantes das classes do algoritmo MAXVER deve ser realizada de forma cautelosa, sendo que, o mesmo seja mais elevado para a classe que apresentar maior confusão espectral (RICHARD; JIA, 2006); (3) a correção atmosférica efetuada pelo algoritmo 6S adicionou muito brilho às bandas 3 e 4, o que pode ter sido responsável pela grande confusão inicial na classificação derivada da série multitemporal de NDVI. Além disso, grande parte das imagens foi adquirida na base de dados do INPE e, portanto, já possuía algum nível de processamento. Sugere-se que para a realização da correção atmosférica obtenham-se imagens brutas, a fim de evitar o processamento demasiado que pode obscurecer informações importantes; (4) outra abordagem de classificação contextual, como a de relaxação probabilística (RICHARDS; JIA, 2006) pode elevar a acurácia das classificações e ser mais efetiva do que a técnica *Fuzzy Convolution* aplicada neste trabalho para eliminação do ruído *salt and pepper.*

Considerando os mapeamentos derivados de imagens fração solo e NDVI nota-se que, embora modesta, a área dos polígonos localizados fora do mapa de remanescentes florestais produzido por SOS Mata Atlântica e INPE (2009) sugere uma dinâmica da cobertura florestal que não está meramente baseada na perda de vegetação natural, mas também na regeneração florestal em algumas áreas anteriormente ocupadas por pastagens e agricultura.

Este tipo de formação, mesmo em estágios iniciais de sucessão, é um importante repositório da biodiversidade local, uma vez que abriga diversas espécies arbóreas. Ainda, na paisagem altamente antropizada da área de estudo, onde os fragmentos de floresta são pequenos e esparsos, a regeneração florestal pode proporcionar sua conectividade, fornecendo condições ambientais favoráveis à recuperação da vegetação original. Nesse contexto, é interessante reconhecer o papel das áreas de regeneração na prestação de serviços ambientais, já que as mesmas podem contribuir para a

mitigação de alguns danos como: erosão, degradação do solo e contaminação dos recursos hídricos, causados por atividades antropogênicas.

A detecção de plantações de espécies arbóreas é uma evidência de que, esta classe compõe a dinâmica da cobertura florestal da área de estudo e sua importância não remete apenas a seu papel nos sistemas de uso da terra, mas também, a sua relevância ecológica, principalmente no tocante ao sequestro de carbono. Por outro lado, as áreas de reflorestamento normalmente são monoculturas e, portanto, apresentam baixas taxas de biodiversidade, não contribuindo para a reposição da vegetação original da região e, consequentemente, do Bioma Mata Atlântica.

Embora haja um aumento de áreas com fisionomia florestal, não é possível afirmar a ocorrência do processo de transição florestal na área de estudo. Afinal, a regeneração florestal ocorreu de forma modesta e não é o processo mais importante na dinâmica de uso e cobertura da terra, sendo esta, dominada atualmente pelo cultivo da cana-de-açúcar (RUDORFF et al., 2010).

Pesquisas sobre a dinâmica da cobertura florestal são realizadas normalmente com dados dos censos agropecuários do IBGE, o que impõe limitações ao seu estudo, já que os mesmos não quantificam as mudanças de uso e cobertura da terra em tempo real e consideram apenas a área dos estabelecimentos rurais recenseados. Na realidade o estudo da dinâmica da cobertura florestal depende muito da escala em que é realizado. Resultados distintos seriam obtidos, caso fossem utilizados dados de melhor resolução espacial como, por exemplo, imagens do sensor *Advanced Spacebone Thermal Emission and Reflection Radiometer* (ASTER). Neste sentido, não havendo concordância com as metodologias para o monitoramento contínuo da cobertura florestal, discussões sobre o processo de transição florestal irão tornar-se cada vez mais difíceis.

Este trabalho demonstrou a aplicabilidade de imagens multitemporais de satélite na investigação da dinâmica da cobertura florestal, apontando questões importantes para futuras investigações como: o papel das áreas de reflorestamento no ciclo do carbono, serviços ecossistêmicos gerados pela

regeneração florestal e conectividade de fragmentos florestais. Para concluir, nota-se que a metodologia proposta permitiu detectar uma série de elementos que compõe os processos de dinâmica da cobertura da terra da área de estudo, como a regeneração e plantações florestais. Seu aprimoramento pode contribuir com atividades de monitoramento contínuo realizado no Bioma Mata Atlântica (p.e. SOS Mata Atlântica e INPE (2009)) e subsidiar discussões sobre o processo de transição florestal. Ainda, os resultados mostram que a dinâmica da cobertura da terra na Mata Atlântica é variável e seu entendimento pode colaborar com futuras políticas de conservação e planejamento de uso da terra.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, J. B.; SABOL, D. E.; KAPOS, V.; ALMEIDA FILHO, R.; ROBERTS, D. A. R.; SMITH, M. O.; GILLESPIE, A. R. Classification of multispectral images based on fraction of endmembers: application to land-cover change in the Brazilian Amazon. **Remote Sensing of Environment**, v. 52, p. 137-154, 1995.

ALVES, D. S. **Cenários de cobertura e uso da terra e dimensões humanas no LBA**. In: Becker, B.; Alves, D.S.; Costa, W. (Orgs). Dimensões Humanas da Biosfera-Atmosfera na Amazônia. São Paulo: EDUSP, p. 39-63, 2007.

ALVES, D. S.; ESCADA, M. I. S.; PEREIRA, J. L. G.; LINHARES, C. A. Land use intensification and abandonment in Rondônia, Brazilian Amazonia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. 4, p. 899-903, 2003.

ALVES, D. S.; MOREIRA, J. C.; MELLO, E. M. K.; SOARES, J. V.; SILVA, O. F.; ALMEIDA, S. A. S.; ORTIZ, J. O.; AMARAL, S. Mapeamento do uso da terra em Rondônia utilizando técnicas de segmentação e classificação de imagens TM. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8. (SBSR), 1996, Salvador. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1996. p. 71-80. CD-ROM. ISBN 85-17-00014-5. (INPE-6189-PRE/2278). Disponível em: <http://urlib.net/sid.inpe.br/deise/1999/01.27.15.19>. Acesso em: 05 mar. 2012.

ALVES, D. S.; SKOLE, D. L. Characterizing land cover dynamics using multi-temporal imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 17, n. 4, p. 835-839, 1996.

BAPTISTA, S. R.; RUDEL, T. K. A re-emerging Atlantic forest? Urbanization, industrialization and the forest transition in Santa Catarina, southern Brazil, **Environmental Conservation**, v. 33, n. 3, p. 195-202, 2006.

BARET, F.; GUYOT, G.; MAJOR, D. TSAVI: A vegetation index which minimizes soil brightness effects on LAIR and APAR estimation. In: CANADIAN SYMPOSIUM ON REMOTE SENSING AND IGARSS'90, 12., Vancouver. **Anais...** Vancouver, Canada, 1989. n. 3, p. 1355-1358,

BORIAH, S.; STEINBACH, M.; POTTER, C.; KLOOSTER, S. Land cover change detection: a case study. In: ACM SIGKDD INTERNATIONAL CONFERENCE ON KNOWLEDGE DISCOVERY AND DATA MINING, 14., Las Vegas. **Proceedings...** Las Vegas: ACM New York, NY, USA, 2008. p. 857-865,

BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical secondary forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, n. 1, p. 1-32, 1990.

BRUZZONE, L.; PRIETO, D. F., Automatic Analysis of the Difference Image for Unsupervised Change Detection, **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 38, n. 3, p. 1171-1182, 2000.

BRUZZONE, L.; SERPICO, S.B. An iterative technique for the detection of land-cover transitions in multitemporal remote-sensing images. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 35, n. 4, p. 858-867, 1997.

CÂMARA, I. G. Breve história da conservação da Mata Atlântica. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (eds); traduzido por LAMAS, D. R. **Mata Atlântica:** biodiversidade, ameaças e perspectivas. 1. ed. São Paulo : Fundação SOS Mata Atlântica — Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005. Cap. 4, p. 35.

CHANDER, G., MARKHAM, B. L. and HELDER, D. L. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+ and EO-1 ALI sensors. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, n. 5, p. 893-903, 2009.

CHAVEZ, P. S. Image-based atmospheric corrections - revisited and improved. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 62, n. 9, p. 1025–1036, 1996.

CIHLAR, J.; MANAK, D.; VOISIN, N. AVHRR bidirectional reflectance effects and compositing. **Remote Sensing of Environment**, v. 48, n. 1, p. 77-88, 1994.

COHEN, J. A coefficient of agreement of nominal scales. **Educational and Psychological Measurement**, v. 20, n. 1, p. 37−46, 1960.

CORLETT, R. T. Tropical secondary forest. **Progress in Physical Geography**, v. 19, n. 2, p. 159-172, 1995.

DEAN, W. **A ferro e fogo:** a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. 1ª Edição. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. p. 480. ISBN 978-85-7164-590-5.

EHLERS, E. M. **Determinantes da recuperação da Mata Atlântica no estado de São Paulo**. 2003. 354 p. Tese (Doutorado em Ciência Ambiental) - Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2003. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/90/90131/tde-28022008-170551/pt-br.php>.

ERDAS field guide, 1. ed. Atlanta, Geogia,1999.

FERRAZ, G.; RUSSELL, G.; STOUFFER, P.; BIERREGAARD, R.; PIMM, S.; LOVEJOY, T. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Science**, v. 100, n. 24, p. 14069–14073, 2003

FINEGAN, B. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 3, p. 119-124, 1996.

FINEGAN, B. The management potential of neotropical secondary lowland rainforest. **Forest Ecology and Management**, v. 47, n. 1-4, p. 295-321, 1992.

FREITAS, R. M.; SHIMABUKURO, Y. E. Combining wavelets and linear spectral mixture model for MODIS satellite sensor time-series analysis. **Journal of Computational Interdisciplinary Sciences**, v. 1, n. 1, p. 51-56, 2008.

FUNG, T. An assessment of TM imagery for land-cover change detection, **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 28, n. 4, p. 681-684, 1990.

GLOBAL LAND COVER FACILITY (GLCF). **GeoCover technical guide**. University of Maryland. Institute for Advanced Computer Studies. 2008. Disponível em: <http://glcf.umiacs.umd.edu/data/guide/technical>. Acesso em: 11 fev. 2011.

GOMÉZ-POMPA, A.; VAZQUEZ-YANES, C.; GUEVARA, S. The tropical rain forest: a nonrenewable resource. **Science**, v. 177, n. 4051, p. 762-5, 1972.

GREEN, G. M.; SCHWEIK, C. M.; RANDOLPH, J. C. Recuperando informação sobre mudanças de cobertura da terra a partir de imagens do satélite Landsat e minimizando outras fontes de variabilidade de reflectância. In: MORAN, E. F.; OSTROM, E. (editores); traduzido por ALVES, D. S.; BATISTELLA, M. **Ecossistemas florestais:** interações homem-ambiente, 1ª. Edição, São Paulo: Editora SENAC São Paulo, Cap. 6, p. 172, 2009.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, n. 1-3, p. 185-206, 2001.

HAERTEL, V.; SHIMABUKURO, Y. E. Spectral linear mixing model in low spatial resolution image data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 43, n. 11, p. 2555-2562, 2005.

HUDSON, W.D.; RAMM, C.W. Correct formulation of the kappa coefficient of agreement. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 53, n. 4, p. 421–422, 1987.

HEUTE, A.; JUSTICE, C.; VAN LEEUWEN, W. **MODIS vegetation index (MOD 13) algorithm theoretical basis document**. 1999. Disponível em: < http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod13.pdf>. Acesso em: 23 mar. 2011.

HUETE, A.; LIU, H.Q.; BATCHILY, K.; VAN LEEUWEN, W. A comparison of vegetation indexes over a global set of TM images for EOS-MODIS. **Remote Sensing of Environment**, v. 59, n. 3, p. 440-451, 1997.

HUETE, A.; JUSTICE, C.; LIU, H. Development of vegetation and soil indexes for MODIS-EOS. **Remote Sensing of Environment**, v.49, n. 3, p.224– 234, 1994.

HUETE, A. A soil adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**, v.25, n. 3, p. 295–309, 1988.

HUETE, A.; JACKSON, R. D.; POST, D. F. Spectral response of a plant canopy with different soil background. **Remote Sensing of Environment**, v. 17, n. 1, p. 37–53, 1985.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 1998. **Censo agropecuário 1995-1996**. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/>. Acesso em: 20 fev. 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo agropecuário 2006** – Brasil, grandes regiões e unidades da federação. Rio de Janeiro, 2008. p.1-777. (ISSN 0103-6157).

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo agropecuário 1975 (censos econômicos 1975)**. Rio de Janeiro, 1979.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, 1992. Disponível em: < http://www.labogef.iesa.ufg.br/labogef/arquivos/downloads/Manual_Tecnico_da_Vegetacao_Brasileira_n_48361.pdf>. Acesso em: 18 out. 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Mapa da área da aplicação da Lei 11.428/2006**. Rio de Janeiro, 2008, escala 1:5.000.000. Disponível em: <ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/mapas_murais/Lei11428_Mata_Atlantica.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2011.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (IPT). **Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo, 1981.

JORDAN, C. F. Derivation of Leaf-Area Index from Quality of Light on the Forest Floor. **Ecology**, v. 50, n. 4, p. 663-666, 1969.

KAUFMANN, R.K., SETO, K.C. Change detection, accuracy, and bias in a sequential analysis of landsat imagery: econometric techniques. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 85, n. 1-3, p. 95–105, 2001.

LATORRE, M.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; CARVALHO, A. P. F.; SHIMABUKURO, Y. E. Correção atmosférica: conceitos e fundamentos. **Espaço & Geografia**, v. 5, n. 1, p. 153–178, 2002.

LEITÃO-FILHO, H. F. **Aspectos taxonômicos das florestas do estado de São Paulo**, São Paulo: Silvicultura em São Paulo, 1982. 197-206 p.

LIMA, W.P. **Impacto ambiental do eucalipto**. 2. ed. São Paulo: USP, 1996. 301 p. ISBN(85-314-0081-3).

LU, D.; MAUSEL, P.; BRONDÍZIO, E.; MORAN, E. Change detection techniques. **International Journal of Remote Sensing**, v. 25, n. 12, p. 2365-2407, 2004.

LU, D.; MORAN, E.; BATISTELLA, M. Linear mixture model applied to Amazonian vegetation classification. **Remote Sensing of Environment**, v. 87, p. 456-469, 2003.

LU, D.; MAUSEL, P.; BRONZIDIO, E.; MORAN, E. Assessment of atmospheric correction methods for Landsat TM data applicable to Amazon basin LBA research. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, n. 13, p. 2651-2671, 2002.

LUGO, A. E. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 9-19, 1997.

LUGO, A.E.; CUEVAS, E.; SANCHEZ, M.J. Nutrients and mass in litter and top soil of ten tropical tree plantations. **Plant Soil**, v. 125, n. 2, p. 263–280, 1990.

LUNETTA, R. S.; EDIRIWICKREMA, J.; JOHNSON, D. M.; LYON, J. G.; MCKERROW, A. Impacts of vegetation dynamics on the identification of land-cover change in a biologically complex community in North Carolina, USA. **Remote Sensing of Environment**, v. 82, n. 2-3, p. 258–270, 2002.

LUNETTA, R. S.; KNIGHT, J. F.; EDIRIWICKREMA, J.; LYON, J. G.; WORTHY, L. D. Land-cover change detection using multitemporal MODIS NDVI data. **Remote Sensing of Environment**, v. 105, n. 2, p. 142-154, 2006.

MACHADO, L. A fronteira agrícola na Amazônia. In: Becker, B. K.; Christofoletti, A.; Davidoch, F. R.; Geiger, R. P. P. Ed. **Geografia e meio ambiente no Brasil**, p. 181-217, 1998.

MALILA, W. A. Change vector analysis: an approach for detecting forest changes with landsat. In: LARS MACHINE PROCESSING OF REMOTELY SENSED DATA SYMPOSIUM, 1980, West Lafayette. **Proceedings…** West Lafayette: IEEE, 1980. p. 326-336.

MARTINS, A; ENGEL, V. Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. **Ecological Engineering**, v. 31, n. 3, p. 165-174, 2007.

MATHER, A S.; NEEDLE, C. L. The forest transition: a theoretical basis. **Area**, v. 30, n. 2, p. 117-124, 1998.

MELGES, A. M. C.; TAMBOSI, L. R.; IGARI, A. T.; AZEVEDO, T. N.; METZGER, J. P. Transição florestal no estado de SP: artefato ou realidade?.

In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15. (SBSR), 2011, Curitiba. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2011. p. 1547-1554. DVD, Internet. ISBN 978-85-17-00056-0 (Internet), 978-85-17-00057-7 (DVD). Disponível em: <http://urlib.net/3ERPFQRTRW/39TM6JE>. Acesso em: 13 maio 2012.

MELLO, A. Y. I.; ALVES, D. S. Secondary vegetation dynamics in the Brazilian Amazon based on thematic mapper imagery. **Remote Sensing Letters**, v. 2, n. 3, p. 189-194, 2011.

MEYER, D.; VERSTRAETE, M. M.; PINTY, P. The effect of surface anisotropy and viewing geometry on the estimation of NDVI from AVHRR. **Remote Sensing Reviews**, v. 12, n. 1, p. 3-27, 1995.

MITTERMEIER, R. A.; MYERS, N.; ROBLES GIL, P. E.; MITTERMEIER, C. G. **Hotspots**. Mexico City: Agrupación Sierra Madre, 1999. 392 p.

MORAN, E. F.; OSTROM, E. (editores); traduzido por ALVES, D. S.; BATISTELLA, M. **Ecossistemas florestais**: interações homem-ambiente, 1ª. Edição, São Paulo: Editora SENAC São Paulo, Cap. 6, p. 172, 2009.

MORAN, E. F.; BRONZIDIO, E.; MAUSEL, P.; WU, Y. Integrating Amazonian vegetation, land-use, and satellite data: attention to differential patterns and rates of secondary succession can inform future policies. **BioScience**, v. 44, p. 329–338, 1994.

MOREIRA, R. C. **Influência do posicionamento e da largura de bandas de sensores remotos e dos efeitos atmosféricos na determinação de índices de vegetação**. 2000. 179 p. (INPE-7528-TDI/735). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Jose dos Campos. 2000. Disponível em: <http://urlib.net/sid.inpe.br/deise/2000/11.06.10.01>. Acesso em: 20 fev. 2011.

MORELLATO, L.P.C. and HADDAD, C.F.B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica***,* v. 32, n. 4, pp. 786-792, 2000.

MORI, S. A.; BOOM, B. M.; PRANCE, G. T. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. **Brittonia**, v. 33, n. 2, p. 233-245, 1981.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NASSAR, A.M.; RUDORFF, B.F.T.; ANTONIAZZI, L.B.; AGUIAR, D.A.; BACCHI, M.R.P.; ADAMI, M. Prospects of the sugarcane expansion in Brazil: impacts on direct and indirect land use changes. In: ZUURBIER, P., VAN DE VOOREN, J., (eds) **Sugarcane ethanol:** contributions to climate change mitigation and the environment. Wageningen, The Netherlands: Wageningen Academic Publishers, 2008., Cap. 3, p. 255.

NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION (NASA). **The Landsat 7 science data user's handbook**. 2011, Disponível em: <http://landsathandbook.gsfc.nasa.gov/> Acesso em: 23/07/2011.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. **Edinburgh Journal of Botany**, Cambridge, v. 52, n. 2, p. 141-194, 1995.

RANTA, P.; BLOM. T.; NIEMELÄ, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M., 1998, The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, n. 3, pp. 385-403.

REEVES, M. C.; WINSLOW, J. C.; RUNNING, S. W. Mapping Weekly Rangeland Vegetation Productivity Using MODIS Algorithms. **Journal of Range Management**, v. 54, p. 90-105, 2001.

REIS, A.; TRES, D.R.; BECHARA, F. C. A Nucleação como Novo Paradigma na Restauração Ecológica: “Espaço para o Imprevisível”. In: SIMPÓSIO SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS COM ÊNFASE EM MATAS CILIARES, 12., 2006, São Paulo, Brasil. **Anais...** São Paulo, 2006.

RIBEIRO, M.C.; MARTENSEN, A.C.; METZGER, J.P.; SCARANO, F.; FORTIN, M.J. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: F. E. ZACHOS, J.C. HABEL (eds) **Biodiversity hotspots:** distribution and protection of conservation priority areas. Berlin Heidelberg: Springer Publishers, Cap. 4, p. 403, 2011.

RICHARDS, J. A.; JIA, X. **Remote sensing digital image analysis:** an introduction. 4. ed. Berlin: Springer, 2006. 439 p. ISBN(978-3-540-25128-6).

RICHARDSON, A. J.; WIEGAND G, L. Distinguishing vegetation from soil background information. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 43, p. 1541–1552, 1977.

RIZZINI, C.T. **Tratado de fitogeografia do Brasil.** São Paulo: Âmbito Cultural Edições LTDA, 1992. p. 747.

ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; SCHELL, J.A.; DEERING, D.W. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: ERTS Symposium, 3., **Proceedings…** Washington, DC: NASA, 1973. v. 1, p. 309-317.

RUDEL, T. K.; COOMES, O. T.; MORAN, E.; ACHARD. F.; ANGELSEN, A.; XU, J.; LAMBIN. E. Forest transitions: towards a global understanding of land use change. **Global Environmental Change**, v. 15, n. 1, p. 23-31, 2005.

RUDORFF, B. F. T.; AGUIAR, D. A.; SILVA, W. F.; SUGAWARA, L. M.; ADAMI, M.; MOREIRA, M. A. Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo State (Brazil) using Landsat data. **Remote Sensing**, n. 2, p. 1057-1076, 2010.

SERPICO, S. B.; BRUZZONE, L.; ROLI, F. GOMARASCA, M. An automatic technique for detecting land-cover transitions. In: IEEE-IGARSS, 1996, Lincoln. **Anais…**Lincoln: IEEE, p. 1382-1384, 1996.

SHIMABUKURO, Y.E.; SMITH, J.A. The least-squares mixing models to generate fraction images derived from remote sensing multispectral data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 29, n. 1, p.16-20, 1991.

SILVA, J. M. C.; CASTELETI, C. H. M. Status of the Biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (eds) **The Atlantic Forest of South America:** Biodiversity status, threats, and outlook. 1.ed. Washington: Island Press, 2003. Cap. 5, p. 44.

SINGH, A. Digital change detection techniques using remotely-sensed data, **International Journal of Remote Sensing**, v. 10, n. 6, pp. 989-100, 1989.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 1995-2000**: relatório final. São José dos Campos: Deposited in the URLib collection, 2002. 47 p. (INPE-9694-PRP/238). Contém 11 mapas. Disponível em: <http://urlib.net/sid.inpe.br/jeferson/2003/06.02.07.45>. Acesso em: 05 fev. 2011.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2005-2008**. São Paulo, 2009.

SOS MATA ATLÂNTICA/INPE/ISA. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 1990-1995**. São Paulo, 1998.

STORY, M.; CONGALTON, R. G. Accuracy assessment: A user's perspective. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 52, p. 397−399, 1986.

STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD R. O.; STRONG, C.; LOVEJOY, T. E. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. **Conservation Biology**, v. 20, n. 4, p. 1212- 1223, 2006.

TEILLET, P. M.; FEDOSEJEVS, G. On the dark target approach to atmospheric correction of remotely sensed data. **Canadian Journal of Remote Sensing**, v. 21, n. 4, p. 374-387, 1995.

TREITZ, P. M.; HOWARTH, P. J. Hyperspectral remote sensing for estimating biophysical parameters of forest ecosystems. **Progress in Physical Geography**, v. 23, n. 3, p. 359–390, 1999.

TUCKER, C. J.; GRANT, D. M.; DYKSTRA, J. D. NASA's Global Orthorectified Landsat Data Set. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 70, n. 3, p. 313-322, 2004.

TUCKER, C. J.; SELLERS, P. J. Satellite remote sensing of primary production. **International Journal of Remote Sensing**, v. 11, n. 11, p. 1395-1416, 1986.

TUNER, W.; SPECTOR, S.; GARDINER, N.; FLADELAND, M.; STERLING, E.; STEININGER, M. Remote sensing for biodiversity science and conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 18, n. 6, p. 306-314, 2003.

VALERIANO, M. M. **TOPODATA:** guia de utilização de dados geomorfométricos locais. São José dos Campos: INPE, 2008. On line. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/topodata/data/guia_enx.pdf>. Acesso em: 20 Nov. 2011.

VALERIANO, M. M.; CARVALHO JÚNIOR, O. A. Geoprocessamento de Modelos Digitais de Elevação para mapeamento da curvatura horizontal em microbacias. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, n. 1, p. 17-29, 2003.

VALERIANO, M.M.; ROSSETTI, D.F. Topodata: Brazilian full coverage refinement of SRTM data. **Applied Geography**, v. 32, p. 300-309, 2012.

VERMOTE, E., TANREÁ, D., DEUZEÁ, J.L., HERMAN, M., and MORCRETTE, J. J. Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum: an overview. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 35, n. 3, p. 675–686, 1997.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J.; BATISTA, J. L. Dynamic and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: Laurance, W. F.; Bierregaard Jr. R. O. (eds). **Tropical forest remnants:** ecology, management, and conservation of fragmented communities. Chicago: The University of Chicago Press. 1997. Cap. 23, p. 609.

WEAVER, P. P.; BIRDSEY, R. A. Growth of secondary forest in Puerto Rico between 1980 and 1983. **Turrialba**, v. 40, n. 1, p. 12-22, 1990.