



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

CAMPUS DE PRESIDENTE PRUDENTE

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

Programa de Pós-Graduação em Ciências Cartográficas

TIAGO MATSUO SAMIZAVA

A large, faint background graphic is centered on the page. It features a small globe with blue oceans and green landmasses. Overlaid on the globe are several thin, grey, elliptical lines that intersect to form a complex, orbital pattern, reminiscent of a stylized atomic model or a celestial diagram.

**SIG E SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO AO ESTUDO
DOS PROCESSOS DE INUNDAÇÃO E MAPEAMENTO DA
COBERTURA VEGETAL NA PLANÍCIE FLUVIAL DO ALTO
RIO PARANÁ**

DISSERTAÇÃO

Presidente Prudente

2009

TIAGO MATSUO SAMIZAVA

**SIG E SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO AO
ESTUDO DOS PROCESSOS DE INUNDAÇÃO E
MAPEAMENTO DA COBERTURA VEGETAL NA
PLANÍCIE FLUVIAL DO ALTO RIO PARANÁ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Cartográficas da Universidade Estadual Paulista, campus de Presidente Prudente, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Cartográficas.

Orientador: Prof. Dr. Nilton Nobuhiro Imai

Co-orientador: Prof. Dr. Paulo Cesar Rocha

Presidente Prudente

2009

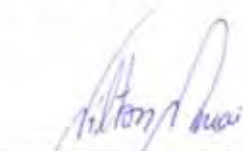
Samizava, Tiago Matsuo.
S18s SIG e sensoriamento remoto aplicado ao estudo dos processos de inundação e mapeamento da cobertura vegetal na planície fluvial do alto Rio Paraná / Tiago Matsuo Samizava. - Presidente Prudente : [s.n], 2009
xiv, 168 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Tecnologia
Orientador: Nilton Nobuhiro Imai
Banca: João Osvaldo Rodrigues Nunes, Edvard Elias de Souza Filho
Inclui bibliografia

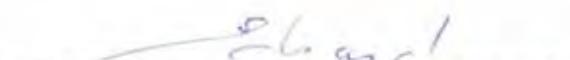
1. Sensoriamento remoto. 2. Análise multitemporal. 3. Planície de inundação. I. Autor. II. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciências e Tecnologia. III. Título.

CDD(18.ed.) 621.71

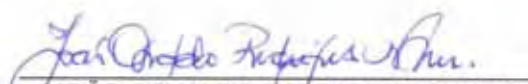
BANCA EXAMINADORA



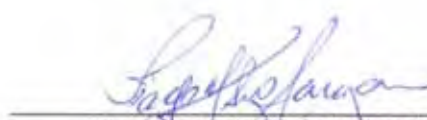
PROF. DR. NILTON NOBUHIRO IMAI
ORIENTADOR



PROF. DR. EDWARD ELIAS DE SOUZA FILHO
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ



JOÃO OSVALDO RODRIGUES NUNES
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA / FCT



TIAGO MATSUO SAMIZAVA

PRESIDENTE PRUDENTE (SP), 28 DE AGOSTO DE 2009

RESULTADO: APROVADO

À minha família, por todo apoio e
suporte...

À minha namorada, Mi, pelo amor,
carinho e incentivo...

AGRADECIMENTOS

Quero expressar aqui meus sinceros agradecimentos a todas as pessoas e instituições que contribuíram, cada qual a seu modo, para que essa dissertação se tornasse realidade, concretizando-se mais um ciclo da minha vida. Gostaria de agradecer, em especial:

Ao meu orientador, Nilton Imai, pela amizade e orientação desde a época da iniciação científica, pela confiança que depositou em mim e liberdade em desenvolver essa dissertação;

Ao co-orientador, Paulo Cesar, pela oportunidade de conhecer um pouco sobre os sistemas de planície de inundação, pelas discussões e orientação, e amizade ao longo desses anos.

Ao pessoal da fotogrametria, pelo auxílio na manipulação e processamento das imagens aéreas, prof. Tommaselli, Tiedke, Paula, Paulista, Vasco e, principalmente, prof. Júlio, que gastou incontáveis horas no “bendito” LPS;

Aos amigos João Paulo, Anderson, Alexandre, e novamente os profs. Paulo Cesar, Imai e Júlio que auxiliaram a coleta dos pontos de apoio de campo;

Aos amigos João Paulo e o Tiedke, novamente, pelo processamento dos dados GPS;

Ao professor Jurandir Zullo, da Unicamp, que gentilmente cedeu o aplicativo Scoradis para realização da correção atmosférica das imagens TM;

Ao pesquisador Éder Comunello, por ceder algumas fotos aéreas digitalizadas em monocromático da área de estudos;

Ao Ismar Andrade, por disponibilizar gentilmente aos fotos e informações coletados em campo, durante sua dissertação;

À Fernanda, pela realização de alguns processamentos, e pelo aprendizado de co-orientá-la (ou desorientá-la...) em alguns momentos;

Aos amigos (as) do grupo “Água”, Rejane, Adriana, Luiz, Monique, Lauri, Leticia, e Profs. Maria de Lourdes, Renata, Vilma, pelas discussões e possibilidade de realizar alguns trabalhos em conjunto em ambientes aquáticos, além dos momentos de descontração;

Aos membros da banca do exame de qualificação, João Osvaldo e a professora Evlyn Novo, pelas sugestões e apontamentos;

Aos membros da defesa final, Prof. Edvard, por aceitar gentilmente participar da banca, pelas valiosas contribuições e compartilhar um pouco do seu conhecimento sobre a planície de inundação do alto rio Paraná; e ao Prof. João Osvaldo, amigo, ex-orientador, por aceitar mais uma vez participar da banca, pelas reflexões, apontamentos e contribuições do trabalho;

Aos amigos da pós-graduação Rejane, Erico, JP, Yuri, Danilo, Puga, Guilherme, Dal Pozinho, Ligia Flavia, Ligia Mancini, Midori, Goiano, Gaucho, Luiz, Monique, Gabriel, Claudinei, Fabio, German, Leticia, Fazan, Lauri, Aninha, Paulista, Paula, Tiedke, Adriana, Maria Ligia, Regina pela amizade, troca de conhecimento, pelos momentos de descontração, pelas conversas do almoço, pelo happy hour das sextas, pelo futebol arte e pelo Tactical Ops...;

À minha família, que sempre deu suporte para minha formação;

Aos meus amigos “fora do mundo nerd”, Gustavo, Renato, Rogério, Bento, Priscila, Mie, Jungo, Koiti, Leda, Goboy, André, Paulo pelos momentos de divertimento e descontração;

À minha namorada e companheira, Mi, pela amizade e carinho, por me escutar, pelos conselhos, por entender os momentos de ausência... Enfim, por tudo que ela é e representa para mim;

A CAPES e FAPESP pela bolsa de mestrado e ao PROCAD/CAPES e CT-HIDRO/CNPq pelo auxílio financeiro desse trabalho;

À UNESP e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Cartográficas, pela estrutura e auxílio financeiro nos trabalhos de campo e participação nos eventos

Aos professores, principalmente do departamento de Cartografia, Geografia e Planejamento, Ambiente e Urbanismo pela minha formação acadêmica, especialmente ao amigo João Osvaldo;

À professora Maria de Lourdes, pela amizade, pelas discussões em relação ao trabalho, pela possibilidade de uma bolsa que possibilitou finalizar a dissertação com maior tranquilidade;

Aos funcionários, em especial, a dona Cícera, Paulão, Taís, Cátia, Erynat, Márcia e Ivonete;

Bom, peço desculpas se esqueci de mencionar alguém, pois a memória é falha...

Muitíssimo Obrigado!!

RESUMO

Este trabalho pretende contribuir para o entendimento do comportamento temporal dos habitats do sistema rio-planície do alto curso do Rio Paraná, último trecho livre de represamento desse rio em território brasileiro. Buscou-se avaliar os processos de inundação e as alterações na cobertura vegetal. A avaliação dos processos de inundação dos ambientes da planície de inundação, bem como os fluxos das águas e identificação das áreas alagadas, foi realizada através da análise de um modelo que represente as variações topográficas e análise de imagens multiespectrais. Para tanto, foram utilizados dados do modelo digital de elevação do SRTM, aos quais foram aplicados diversos processamentos como interpolação baseada em geoestatística e modelagem da superfície de tendência para eliminar ruídos e melhorar a resolução espacial. Sobre o MDE realizou-se as simulações dos níveis de inundação baseadas no fatiamento do produto numérico de terreno. Essa informação também serviu para entrada na classificação da cobertura vegetal. Outro tipo de representação do terreno utilizado no trabalho foi gerado a partir de procedimentos fotogramétricos sobre imagens digitais aéreas adquiridas em um aerolevantamento, realizado em setembro de 2008. Em relação à influência da hidrodinâmica e uso antrópico sobre os padrões espaciais da cobertura vegetal, adotou-se a abordagem de comparação no tempo. Para tanto, o mapeamento da cobertura vegetal foi realizado com base em imagens multiespectrais do sensor TM e MSS com dados altimétricos. Dessa forma, uma série de processamentos sobre as imagens multiespectrais foram realizadas, como georreferenciamento, correção atmosférica e normalização radiométrica, aplicação de um modelo linear de mistura espectral e extração de índices de textura e NDVI. A classificação dos dados multifonte foi realizada com base em redes neurais multicamadas quando utilizados dados do sensor TM e abordagem baseada em regiões em dados do sensor MSS. Além disso, foram gerados perfis NDVI para avaliar a resposta espectral da vegetação ao longo do tempo e sazonalmente. Neste contexto, o presente trabalho permitiu entender melhor os processos de inundação da planície de inundação e as alterações na cobertura vegetal, principalmente causadas pela ação antrópica.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto, classificação da cobertura vegetal, dinâmica de inundação, Planície de inundação, Alto rio Paraná.

ABSTRACT

This work attempts to contribute to understanding the temporal habitats behavior of Upper Paraná's floodplain. For that, it was evaluated the flood processes and alterations in the floodplain vegetation. The evaluation of the flood processes and the flows of waters and identification of flooded areas, it was accomplished through SRTM topographical surface. The geostatistic and trend analysis were applied in the digital elevation model (DEM) to noise elimination and improve spatial resolution. The surface was sliced to simulate the floods levels. The digital elevation model was also used in the vegetation classification. Another type of digital elevation model was produced based on photogrammetry processing on aerial digital images, acquired in September of 2008. The temporal comparison was adopted to understand the relations among hydrodynamics and antropic use on the spatial patterns of the vegetable covering. For that, the vegetable covering mapping was accomplished with TM and MSS multispectral images and altimetry data. For the temporal mapping, geometric and radiometric transformations on images data were necessary, like georeferencing, atmospheric correction and radiometric normalization. To accomplish the classification, it was applied a spectral mixing model on multispectral images and extraction of texture and NDVI. The multi-font data classification with TM data was based on multilayer neural nets and when use MSS data the approach was based on segmentation. Besides, NDVI profiles were produced to evaluate the seasonal and temporal vegetation spectral behavior. Thus, the present work allowed better understand the processes of flood in Paraná's floodplain and the alterations in the vegetable covering, mainly caused by the antropic action.

Keywords: Remote sensing, vegetation classification, inundation process, floodplain, Upper Paraná's river.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1– Localização da planície de inundação do alto curso do Rio Paraná, entre as proximidades da foz do Rio Paranapanema e Porto Guaíra.	24
Figura 2 – Localização das unidades de conservação na planície do alto rio Paraná. Adaptado de Souza Filho et al. (2005).	25
Figura 3 - Sistema rio-planície de inundação. Região da foz do rio Ivinheima/Planície de inundação do alto rio Paraná. Fonte: Agostinho & Zalewski (1996).	26
Figura 4 - Distribuição dos depósitos sedimentares do alto rio Paraná. Fonte: Souza Filho e Stevaux (1997).	28
Figura 5 - (a) Componente determinística que varia abruptamente. (b) Componente determinística apresenta uma tendência constante. Fonte: Modificada de Burrough (1986).	43
Figura 6 – Semivariograma Experimental.	45
Figura 7 – Modelo de um neurônio não linear. Fonte: Haykin (2001)	68
Figura 8 – Funções de ativação sigmoidal. Fonte: Adaptado de Gonzales e Woods (2000).	69
Figura 9 – Diagrama de um modelo de rede neural multicamadas “feedforward”. Fonte: adaptado de Haykin (2001).	70
Figura 10 – Etapas do trabalho.	78
Figura 11 – Definição da área geográfica de estudos e da área núcleo, onde foram realizadas análises com maior nível de detalhe.	80
Figura 12 – Resumo dos processamentos aplicados aos dados SRTM.	81
Figura 13 – Coleta das coordenadas sobre os pontos de apoio com GPS geodésico.	84
Figura 14 – Imagens aéreas adquiridas. (a) imagem colorida-normal. (b) imagem infravermelho-próxima.	84
Figura 15 – Procedimentos adotados para a classificação dos dados baseados nas imagens TM (a); e MSS (b).	89
Figura 16 – Procedimentos realizados para a classificação da cobertura da planície utilizando dados MSS.	95
Figura 17 – Resumo dos procedimentos adotados na classificação por RNA.	96
Figura 18 – Arquitetura preliminar aplicada no treinamento da RNA.	97
Figura 19 – Semivariogramas de superfície e direcionais.	100
Figura 20 – Semivariograma experimental isotrópico e o modelo teórico ajustado.	101
Figura 21 – Recorte da superfície original do SRTM e superfície suavizada por krigagem ordinária.	101
Figura 22 – Perfil topográfico de um trecho da superfície original do SRTM e a superfície inferida por geoestatística.	102

Figura 23 – (a) Configuração do bloco de imagens digitais aéreas com localização dos pontos de controle. (b) Configuração do bloco de imagens digitais aéreas em detalhe com localização dos pontos de enlace.	104
Figura 24 – (a) Superfície altimétrica com problemas na sobreposição entre estereomodelos. (b) Superfície filtrada com filtro da média, com janela de 7 x 7.	104
Figura 25 – (a) Perfil topográfico gerado sobre a superfície original. (b) Perfil topográfico gerado após filtragem pela média.	105
Figura 26 – Modelo digital de elevação gerada a partir das imagens digitais aéreas.	105
Figura 27 – Mosaico das imagens digitais aéreas na área de estudo.	107
Figura 28 – Médias mensais dos níveis hidrométricos na estação fluviométrica de Porto São José em diferentes períodos históricos de construção de barragens.	108
Figura 29 – Distribuição das frequências de ocorrência dos níveis hidrométricos da estação fluviométrica de Porto São José em diferentes períodos históricos de construção de barragens.	108
Figura 30 – Médias mensais dos níveis hidrométricos na estação fluviométrica de Ivinhema.	109
Figura 31 – Distribuição das frequências de ocorrência dos níveis hidrométricos da estação fluviométrica Ivinhema.	109
Figura 32 – Gráficos do nível hidrométrico diário para o período de aquisição das imagens MSS e TM. As setas indicam o período de seleção das imagens orbitais.	111
Figura 33 – Processos de inundação pelo rio Paraná.	112
Figura 34 – Processos de inundação pelo rio Ivinhema.	113
Figura 35 – Processos de inundação pelo rio Ivinhema e rio Paraná.	114
Figura 36 – Sistema inundado sob influência do rio Ivinhema e Paraná e Baía. A linha pontilhada delimita as diferentes respostas espectrais da água.	115
Figura 37 – Inundações causadas exclusivamente pelo sistema do rio Ivinhema.	116
Figura 38 – Semivariograma de superfície (a) e gráfico de dispersão com 5 lags (b).	117
Figura 39 – Semivariogramas direcionais: 45° e 135°.	117
Figura 40 – Níveis de inundação referenciadas às cotas de nível d'água do rio Paraná na estação Porto São José.	118
Figura 41 – Níveis de inundação das cotas do nível d'água do rio Paraná de Porto São José. Três trechos em detalhe.	120
Figura 42 – Níveis de inundação das cotas do nível d'água do rio Paraná de Porto São José a partir do MDE gerado pelas imagens aéreas.	121
Figura 43 – Diques marginais do rio Paraná. (A) Área de rompimento de dique marginal (B) Área de dique edificado e bem definido.	121
Figura 44 – Comparação entre as áreas inundadas a partir (A) de imagens TM e; (B) pela superfície gerada; sob cota do nível d'água de 6,4 metros na estação fluviométrica de Porto São José. Área 1.	122

Figura 45 – Comparação entre as áreas inundadas a partir (A) de imagens TM e, (B) pela superfície gerada; sob cota do nível d'água de 5,67 metros na estação fluviométrica de Porto São José. Área 2.....	123
Figura 46 – Comparação entre as áreas inundadas a partir de imagens TM (A) e pela superfície gerada a partir das imagens aéreas (B) sob cota do nível d'água de 5,67 metros na estação fluviométrica de Porto São José.....	124
Figura 47 - Comportamento espectral de um pixel que representa um dossel vegetal. As reflectâncias aparente de superfície representam, respectivamente, os valores de reflectância no topo da atmosfera e após correção dos efeitos atmosféricos.	126
Figura 48 – (a) Mosaico de junho de 1985 sem normalização. (b) Mosaico de junho de 1985 normalizada. Composição RGB-543.....	129
Figura 49 – Resposta espectral das componentes Vegetação, Solo e Água.....	130
Figura 50 – Imagens fração Vegetação, Solo e Água de um trecho da planície de inundação.....	130
Figura 51 – Feições geomorfológicas e habitats na planície de inundação do alto rio Paraná – Região de rompimento de dique do rio Paraná.	132
Figura 52 – Vegetação de herbácea.....	132
Figura 53 – Coberturas associadas às áreas baixas e úmidas.	133
Figura 54 – Feições geomorfológicas e habitats na planície de inundação do alto rio Paraná – Região do Canal Corutuba.	134
Figura 55 – Feições geomorfológicas e habitats na planície de inundação do alto rio Paraná – Região do Rio Baía.	136
Figura 56 – Comportamento das amostras de treinamento.	140
Figura 57 – Desvio padrão das amostras de treinamento.	141
Figura 58 – Mapa da distribuição espacial das classes de cobertura vegetal da planície de inundação do alto rio Paraná de 1975.....	146
Figura 59 – Mapa da distribuição espacial das classes de cobertura vegetal da planície de inundação do alto rio Paraná em junho de 1985, após período de pulsos.	147
Figura 60 – Mapa da distribuição espacial das classes de cobertura vegetal da planície de inundação do alto rio Paraná em agosto de 1985.....	148
Figura 61 – Mapa da distribuição espacial das classes de cobertura vegetal da planície de inundação do alto rio Paraná em 1996.....	149
Figura 62 – Mapa da distribuição espacial das classes de cobertura vegetal da planície de inundação do alto rio Paraná em 2007.....	150
Figura 63 – Mapa da distribuição espacial das classes de cobertura vegetal da planície de inundação do alto rio Paraná em 2008.....	151
Figura 64 – Comparação entre as classificações geradas com MDE do SRTM e das imagens aéreas.....	152

Figura 65 - Proporção das classes de informação ao longo do tempo na planície de inundação do alto rio Paraná.	153
Figura 66 – Linha do tempo dos principais acontecimentos históricos que podem explicar as alterações.	155
Figura 67 – Composições coloridas RGB-543 de Ilha Grande, em que se apresenta um período de queimada e a evolução da cobertura vegetal nos próximos anos. (a) 12/05/2006 (b) 2007 (c)2008.....	156
Figura 68 – Perfil do NDVI ao longo dos períodos analisados.	156
Figura 69 – Perfil do NDVI sazonal de 1985 e de 2007.	157
Figura 70 – Nível hidrométrico e precipitação média mensal do ano de 1985 da estação Porto São José.	158
Figura 71 - Nível hidrométrico e precipitação média mensal do ano de 2007 da estação Porto São José.	158

LISTA DE TABELA

Tabela 1 – Formações vegetais predominantes de acordo com a área de estudo	37
Tabela 2 – Características do sensor MSS.....	51
Tabela 3 – Características do sensor TM	52
Tabela 4 - Qualidade da classificação associada aos valores da estatística Kappa.....	75
Tabela 5 – Cenas do TM utilizados na descrição dos processos de inundação.	88
Tabela 6 – Cenas do MSS e TM utilizados na classificação da cobertura da terra.....	90
Tabela 7 – Cenas TM utilizados nos perfis NDVI.....	90
Tabela 8 – Resumo das estatísticas da análise de tendência do SRTM com base nos pontos de controle.....	102
Tabela 9 – Resumo das estatísticas da análise de tendência do SRTM com base na superfície gerada pelas imagens digitais aéreas.....	102
Tabela 10 – Resumo das estatísticas da análise de tendência do MDE gerado a partir das imagens aéreas em relação aos pontos de controle.	106
Tabela 11 – Proporção dos pixels da planície para cada classe temática.....	119
Tabela 12 – Tabulação cruzada entre os mapas temáticos de inundação gerada pelas imagens TM e pela superfície do SRTM, de cota 6,4 m. Área 1.....	123
Tabela 13 – Tabulação cruzada entre os mapas temáticos de inundação gerada pelas imagens TM e pela superfície do SRTM, de cota 5,67 m. Área 2.....	123
Tabela 14 – Parâmetros atmosféricos recuperados de imagens do sensor MODIS.....	125
Tabela 15 - Comparação das médias dos pixels na área utilizada para cálculo dos parâmetros de transformação para a imagem de 12/06/1985 (órbita/ponto – 223/076) antes e depois da normalização com regressão ortogonal.	127
Tabela 16 - Comparação da variância dos pixels na área utilizada para cálculo dos parâmetros de transformação para a imagem de 12/06/1985 (órbita/ponto – 223/076) antes e depois da normalização com regressão ortogonal.	127
Tabela 17 – p-valores da estatística t (média) entre as cenas normalizadas e a de referência.	128
Tabela 18 – p-valores da estatística F (variância) entre as cenas normalizadas e a de referência.....	128
Tabela 19 - Classes de informação de cobertura vegetal.	137
Tabela 20 – Arquitetura e estatísticas do processo de treinamento para a época de 2008.	143
Tabela 21 – Arquitetura e estatísticas do processo de treinamento para a época de 2007.	143
Tabela 22 – Tabulação cruzada entre as amostras de treinamento e o resultado da classificação de 2008.	143
Tabela 23 – Tabulação cruzada entre as amostras de treinamento e o resultado da classificação de 2007	144
Tabela 24 – Arquitetura e estatísticas do processo de treinamento para a época de 2008.	144

Tabela 25 – Tabulação cruzada entre as amostras de treinamento e o resultado da classificação de 2008.

..... 145

Tabela 26 – Estatísticas marginais e globais das tabulações cruzadas entre as classificações..... 154

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
1.1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS	18
1.2. HIPÓTESE	20
1.3. OBJETIVO	20
1.4. JUSTIFICATIVA	20
1.5. ESTRUTURA DO TRABALHO	21
2. SISTEMA RIO-PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ	23
2.1. A BACIA E PLANÍCIE ALUVIAL DO ALTO RIO PARANÁ	23
2.2. A GEOMORFOLOGIA FLUVIAL	26
2.3. O ECOSISTEMA FLUVIAL	31
2.4. USO E OCUPAÇÃO DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO	34
2.5. CARACTERÍSTICAS DA VEGETAÇÃO.....	36
2.6. CLIMA	38
3. SIG E SENSORIAMENTO REMOTO NA MODELAGEM DE ÁREAS ÚMIDAS.....	40
3.2. CARACTERIZAÇÃO E PROCESSAMENTO DE DADOS NUMÉRICOS DE TERRENO	40
3.2.1. <i>Características dos dados do SRTM</i>	41
3.2.2. <i>Inferência geoestatística</i>	42
3.2.2.1. Krigagem ordinária	47
3.2.3. <i>Superfícies de tendência</i>	48
3.3. CARACTERIZAÇÃO E PROCESSAMENTO DE IMAGENS DIGITAIS	49
3.3.1. <i>Princípios de processamento de imagens aéreas digitais</i>	49
3.3.2. <i>Caracterização de dados de sensores orbitais</i>	51
3.3.2.1. Sensor MSS e TM/Landsat.....	51
3.3.2.2. Mosaico Geocover.....	52
3.3.2.3. Sensor MODIS/Terra	53
3.3.3. <i>Correções geométricas em imagens digitais</i>	54
3.3.4. <i>Correções radiométricas em imagens TM/Landsat</i>	55
3.3.4.1. Conversão dos números digitais para reflectância aparente	55
3.3.4.2. Correção atmosférica.....	57
3.3.4.3. Normalização radiométrica	59
3.3.5. <i>Transformações radiométricas em imagens digitais</i>	61
3.3.5.1. Índices de vegetação	61
3.3.5.2. Índices de textura.....	62
3.3.5.3. Modelo linear de mistura espectral	63
3.3.6. <i>Classificação de imagens digitais</i>	64
3.3.6.1. Segmentação de imagens digitais	66

3.3.6.2.	Classificação baseada em Redes Neurais Artificiais	66
3.3.6.3.	Detecção de mudanças	72
3.4.	ACURÁCIA DOS PRODUTOS CARTOGRÁFICOS	73
4.	MATERIAL E MÉTODO.....	76
4.1.	MATERIAIS	76
4.1.1.	<i>Produtos de sensoriamento remoto.....</i>	<i>76</i>
4.1.2.	<i>Softwares utilizados</i>	<i>76</i>
4.1.3.	<i>Equipamentos.....</i>	<i>77</i>
4.2.	METODOLOGIA.....	78
4.2.1.	<i>Definição da área de estudo.....</i>	<i>79</i>
4.2.2.	<i>Trabalhos de campo.....</i>	<i>80</i>
4.2.3.	<i>Processamento de dados do SRTM</i>	<i>80</i>
4.2.4.	<i>Processamento de imagens digitais aéreas</i>	<i>82</i>
4.2.4.1.	Aquisição das imagens aéreas.....	83
4.2.4.2.	Pré-processamentos das imagens digitais.....	85
4.2.4.3.	Fototriangulação, extração do MDE e geração de ortofotos	85
4.2.5.	<i>Processos de inundação do alto rio Paraná</i>	<i>86</i>
4.2.5.1.	Avaliação das alterações hidrológicas no rio Paraná e rio Ivinheima	87
4.2.5.2.	Análise das inundações baseada em imagens multiespectrais TM	87
4.2.5.3.	Simulação das inundações baseada nos modelos digitais de elevação.....	88
4.2.6.	<i>Análise e classificação da cobertura vegetal da planície de inundação.....</i>	<i>89</i>
4.2.6.1.	Seleção das cenas MSS e TM/Landsat.....	89
4.2.6.2.	Georreferenciamento das imagens MSS e TM	91
4.2.6.3.	Correção atmosférica das imagens TM	91
4.2.6.4.	Normalização radiométrica das imagens TM	92
4.2.6.5.	Geração da máscara da planície de inundação	93
4.2.6.6.	Geração dos índices de vegetação e textura	94
4.2.6.7.	Aplicação do modelo linear de mistura espectral nas imagens TM	94
4.2.6.8.	Classificação da cobertura vegetal baseada em regiões das cenas MSS	94
4.2.6.9.	Classificação da cobertura vegetal baseada em Redes Neurais Artificiais das cenas TM.....	95
4.2.7.	<i>Detecção de mudanças na cobertura vegetal.....</i>	<i>98</i>
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	100
5.1.	PROCESSAMENTO DOS DADOS SRTM	100
5.1.1.	<i>Reconstrução da superfície topográfica por geoestatística</i>	<i>100</i>
5.1.2.	<i>Ajuste e eliminação da tendência regional do rio Paraná na superfície do relevo.....</i>	<i>103</i>
5.2.	PROCESSAMENTO DAS IMAGENS DIGITAIS AÉREAS.....	103
5.2.1.	<i>Fototriangulação e geração de MDE.....</i>	<i>103</i>
5.3.	PROCESSOS DE INUNDAÇÃO NO ALTO CURSO DO RIO PARANÁ	107

5.3.1.	<i>Análise dos dados hidrológicos no rio Paraná e Ivinheima</i>	<i>107</i>
5.3.2.	<i>Análise das inundações baseadas nas imagens multiespectrais TM</i>	<i>111</i>
5.3.3.	<i>Simulação das inundações baseada em modelos digitais de elevação.....</i>	<i>117</i>
5.3.4.	<i>Avaliação do modelo de simulação.....</i>	<i>122</i>
5.4.	ANÁLISE E CLASSIFICAÇÃO DA COBERTURA VEGETAL DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO	125
5.4.1.	<i>Correção geométrica e atmosférica</i>	<i>125</i>
5.4.2.	<i>Normalização radiométrica.....</i>	<i>126</i>
5.4.3.	<i>Aplicação do modelo linear de mistura espectral</i>	<i>129</i>
5.4.4.	<i>Análise dos habitats baseado nas imagens multiespectrais e no relevo.....</i>	<i>130</i>
5.4.5.	<i>Classificação da cobertura vegetal da planície de inundação.....</i>	<i>136</i>
5.4.5.1.	<i>Definição da legenda.....</i>	<i>137</i>
5.4.5.2.	<i>Classificação da cobertura vegetal de 1975 baseada em regiões</i>	<i>139</i>
5.4.5.3.	<i>Análise do comportamento dos dados das amostras de treinamento da RNA.....</i>	<i>139</i>
5.4.5.4.	<i>Treinamento da RNA.....</i>	<i>142</i>
5.4.5.5.	<i>Representações da distribuição da cobertura vegetal</i>	<i>145</i>
5.5.	DETECÇÃO DE MUDANÇAS NA VEGETAÇÃO	153
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES	159
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	163

1. INTRODUÇÃO

1.1. Considerações iniciais

O sistema rio-planície aluvial do alto curso do rio Paraná, área de estudo desse trabalho, comporta um complexo sistema de lagoas conectadas ou não, baixios, paleocanais, canais e rios ativos de distintos tipos formando um intrincado mosaico que sustenta uma grande biodiversidade e desempenham papel fundamental no comportamento hidrodinâmico do sistema fluvial principal. Esses ambientes atuam como sumidouro de carbono e têm importante função na ciclagem de nutrientes e matéria orgânica, resultando em alta produtividade primária.

O funcionamento e os relacionamentos ecológicos desses sistemas estão associados com o grau de conectividade dos ambientes da planície de inundação, fundamentada principalmente a partir de duas hipóteses conceituais de ambientes lóticos: o conceito de continuidade dos rios (VANNOTE et al., 1980) e de pulso de inundação (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). O conceito de continuidade refere-se principalmente às interações longitudinais nos canais cujos processos iniciam-se nas nascentes até a foz, enquanto que os pulsos de inundação estão relacionados com interações laterais nos sistemas rio-planície de inundação. Esses ambientes, ora úmidos/alagados, ora secos, proporcionam grande produtividade e biodiversidade na planície. Dessa forma, a conectividade dos ambientes de planície de inundação é mantida pela dinâmica hidrológica dos rios (SPARKS, 1995).

Contudo, a conectividade dos ambientes de planície vem sendo alterada pelas mudanças do ciclo e regime hidrológico dos rios, causados pelos diversos tipos de usos do solo e ações antrópicas da bacia hidrográfica. Esses impactos promovem o desequilíbrio do sistema, que por sua vez, resulta na alteração das características dos ecossistemas terrestres, aquáticos e de transição da planície de inundação.

Devido às características agrícolas e industriais, a bacia do rio Paraná sofreu intensamente ações humanas nas últimas décadas, sendo que a construção de barramentos comparece como um dos impactos que promoveram alterações mais abruptas no regime hidrológico do rio. Segundo Ward e Stanford (1995a), essa forma de controle hidráulico reflete-se na diminuição da variabilidade do fluxo à jusante, contribuindo para alteração das características hidrodinâmicas e ambientais. Aliam-se ainda, os impactos de natureza direta e local, como a ocupação antrópica, resultando na supressão da vegetação ripária, extração de espécies vegetais, pastoreio, construção de sistemas de drenagem, entre outros.

Ainda assim, a planície de inundação do alto curso rio Paraná é considerada um dos últimos resquícios livres de barramentos em território brasileiro e apresentam características de planície de inundação, com poucas alterações antrópicas (AGOSTINHO; ZALEWSKI, 1996). Contudo, a montante dessa área existe um conjunto de grandes barragens hidroelétricas que reduziram os pulsos hidrológicos (ROCHA, 2002), sendo que o último barramento é o da usina hidroelétrica de Porto Primavera, operante desde 1998.

Segundo Mertes et al. (1995), a redução da conectividade podem resultar em alterações de comunidades de vegetação, uma vez que o grau de distúrbios (desmatamento, barramentos), o hidroperíodo (duração da inundação) e as propriedades físico-químicas da água influenciam na sucessão ecológica, adaptação e agrupamento de espécies.

O estudo da vegetação e seus relacionamentos com a hidrologia e a geomorfologia foram realizados por Casco, Basterra de Chiozzi e Neiff (2005) e Casco (2003), na região do baixo curso do rio Paraná. Corradini, Fachini e Stevaux (2006) também buscaram associar a vegetação ripária com a topografia e geoformas da planície de inundação na região do alto curso do rio Paraná. Esses estudos mostraram que a importância do conhecimento dos processos hidrológicos e da geomorfologia fluvial para entender a distribuição da cobertura vegetal em sistemas rio-planície de inundação.

Nesse contexto, a natureza sinóptica dos dados de sensoriamento remoto possibilita registrar, num dado momento, informações espaciais para mapeamento e monitoramento da distribuição da cobertura vegetal na planície. Imagens MSS e TM/Landsat coletadas, respectivamente, desde meados da década de 70 e 80 até os dias atuais, possibilitam esse mapeamento e monitoramento da vegetação, integradas em SIG, permitindo indicar o processo de mudança e a intensidade em que ocorrem.

Outras informações espaciais, como representações de relevo, podem indicar o grau de conectividade entre os tipos de habitats da planície de inundação. Esse tipo de representação pode ser gerado por meio de técnicas fotogramétricas, varredura a laser ou interferometria.

Dessa forma, este trabalho busca avaliar o grau de conectividade dos ambientes da planície através de simulação de inundação sobre um modelo digital de superfície. Além disso, busca mapear a distribuição da cobertura vegetal no tempo através de ferramentas disponíveis no sensoriamento remoto, procurando identificar as alterações dinâmicas desses habitats e suas relações com a hidrodinâmica do sistema.

Assim, pretende-se contribuir para o melhor entendimento da dinâmica de inundação na planície de inundação do alto rio Paraná, com base nas análises das representações computacionais geradas e do conhecimento geomorfológico e ecológico a respeito dos sistemas fluviais.

1.2. Hipótese

A hipótese do presente trabalho é que a ocupação antrópica na planície e a alteração do regime fluvial causada pela construção de um conjunto de barragens a montante da área de estudos resultaram em mudanças nos padrões espaciais dos habitats da planície de inundação. Nesse sentido, ferramentas disponíveis em sensoriamento remoto e geoprocessamento permitem extrair informações adequadas para compreensão dos processos espaços-temporais da dinâmica de inundação do sistema fluvial.

1.3. Objetivo

O objetivo do trabalho é estudar a influência dos processos de inundação e da ação antrópica nos habitats da planície de inundação do alto rio Paraná.

Para tanto, deverão ser atingidos os seguintes objetivos específicos:

- Tratar e avaliar o modelo digital de elevação do SRTM;
- Gerar uma representação digital de elevação confiável com base em imagens aéreas de alta resolução espacial;
- Analisar os processos de inundação por meio do fatiamento dos MDE's e a partir de imagens multiespectrais TM;
- Mapear a distribuição espacial da cobertura vegetal no tempo;
- Buscar relacionamentos entre a vegetação e os processos de inundação e de ação antrópica.

1.4. Justificativa

As características ambientais inerentes aos ambientes de várzea impossibilitam o acesso de toda região em trabalhos de campo, seja pela dificuldade de acesso, extensão da área e altos custos financeiros. Nesse contexto, a utilização de sensores remotos apresenta-se como alternativa viável. As imagens de sensoriamento remoto associadas aos dados de campo podem fornecer informações adequadas à caracterização desses ambientes.

Agregado a isto, a análise e inferência dos dados georreferenciados em SIG, incluindo imagens de sensoriamento remoto, possibilita o entendimento dos padrões espaço-temporais da hidrodinâmica¹.

Embora a planície do alto rio Paraná seja bastante estudada, suas pesquisas estão verticalizadas sobre medidas pontuais e, em sua maioria, aos estudos sobre a biologia dos ambientes aquáticos. Dessa forma, a utilização de procedimentos disponíveis em sensoriamento remoto e SIG possibilitam o entendimento da dinâmica integrada à outras características ambientais (relevo, vegetação, processo de montante) em diversas escalas espaciais.

Nos últimos anos, esforços baseados nas geotecnologias passaram a ganhar destaque no estudo da planície. Comunello (2001) buscou relacionar as cotas dos níveis d'água com as cheias na planície utilizando imagens históricas Landsat; Meurer (2004) procurou realizar uma análise dos níveis de enchimento (distribuição, frequência e picos) a partir de dados fluviométricos e mapear as áreas de máxima inundação; Andrade (2008) gerou e realizou análises sobre superfícies topográficas associando às formas de relevo e aos tipos de cobertura vegetal; Hayakawa (2007) relacionou imagens CCD/CBERS com a distribuição espacial dos sedimentos em suspensão no rio Paraná. Tratam-se, portanto, de trabalhos iniciais, que podem nortear futuras pesquisas utilizando sensoriamento remoto e SIG na planície de inundação.

1.5. Estrutura do trabalho

O presente trabalho está dividido em seis capítulos principais. No primeiro, introdutório, apresenta-se o problema e as hipóteses do trabalho, seguido dos objetivos e justificativa.

No segundo capítulo foram tratados os sistemas rio-planície de inundação, apresentando algumas considerações teóricas sobre geomorfologia e conceitos sobre a ecologia fluvial, buscando associação com a planície do alto curso do rio Paraná. Ainda apresenta-se a contextualização espacial da área de estudo, o histórico de ocupação e da vegetação da planície de inundação do alto rio Paraná.

No terceiro capítulo apresenta-se a fundamentação teórica sobre os tipos de dados, as técnicas e os processamentos adotados no trabalho. Basicamente, para facilitar o

¹ Neste caso, os padrões espaciais e ecológicos da hidrodinâmica podem ser entendidos como às interações entre as características ambientais da planície de inundação (distribuição dos tipos de cobertura vegetal, formas de relevo, solo, organismos) com os processos hidrológicos e dinâmicos controlados pelos rios (descargas, qualidade das águas, pulsos de inundação, lençol freático e suas ramificações).

entendimento do leitor, apresentam-se a teoria referente a dois processamentos, associado aos dados numéricos do terreno e às imagens multiespectrais.

O quarto capítulo contém uma metodologia detalhada do presente trabalho, bem como as etapas de cada processamento. No quinto capítulo apresentam-se os resultados e discussões. Por fim, apresentam-se as considerações finais e as referências bibliográficas.

2. SISTEMA RIO-PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ

Segundo Christofolletti (1974), as planícies de inundação, popularmente conhecidas como várzeas no Brasil, constituem a forma mais comum de sedimentação fluvial, encontrado em rios das mais variadas grandezas.

Essas áreas são periodicamente inundadas lateralmente pelas águas dos rios ou lagos, pela precipitação direta ou pela água subterrânea. Esse processo de inundação é responsável pelas interações físico-químicas entre a água, solo, organismos e vegetação ripária, que influenciam na adaptação da biota e produzem comunidades com estruturas características (JUNK, 1997).

Nesse contexto, o atual capítulo aborda algumas considerações associados à geomorfologia e ecologia fluvial em sistemas rio-planície de inundação buscando compreender os processos dinâmicos e funcionais dos sistemas fluviais, como a hidrodinâmica, aspectos relacionados com o equilíbrio das margens e dos processos da bacia de inundação, com ênfase ao sistema do alto rio Paraná. Também é apresentada uma caracterização do uso e ocupação, e dos tipos de vegetação da planície fluvial do alto rio Paraná.

2.1. A bacia e planície aluvial do alto rio Paraná

A bacia do rio Paraná divide-se em: Alto Paraná ou Paraná Superior, que compreende a região de nascentes até a confluência com o Rio Paraguai; Paraná Médio, que chega até a cidade de Rosário (Argentina); e Baixo Paraná ou Paraná Inferior, que vai até a desembocadura no Rio de La Plata (MEURER, 2004).

Em território brasileiro, a bacia do alto Paraná drena cerca de 891 mil km² e representa a área com maior densidade populacional e industrial do país. Sobre a bacia existe, ainda, uma extensa atividade agropecuária, uso intensivo de agentes químicos e supressão da vegetação ripariana. Os cursos d'água desse trecho são regulados por 130 barragens, das quais 23 alagam áreas superiores a 13 mil km² (AGOSTINHO, 1997). Trata-se, portanto, de uma bacia altamente alterada pela ação antrópica.

Ainda que existam barramentos no trecho do alto rio Paraná, é possível ainda identificar uma extensa planície de inundação. Trata-se do último trecho livre de represamento deste rio em território brasileiro, nas divisas entre o estado do Paraná e Mato Grosso do Sul, estendendo-se por mais de 150 km desde o reservatório de Porto Primavera até o reservatório de Itaipu, nas proximidades de Guaíra (Figura 1).

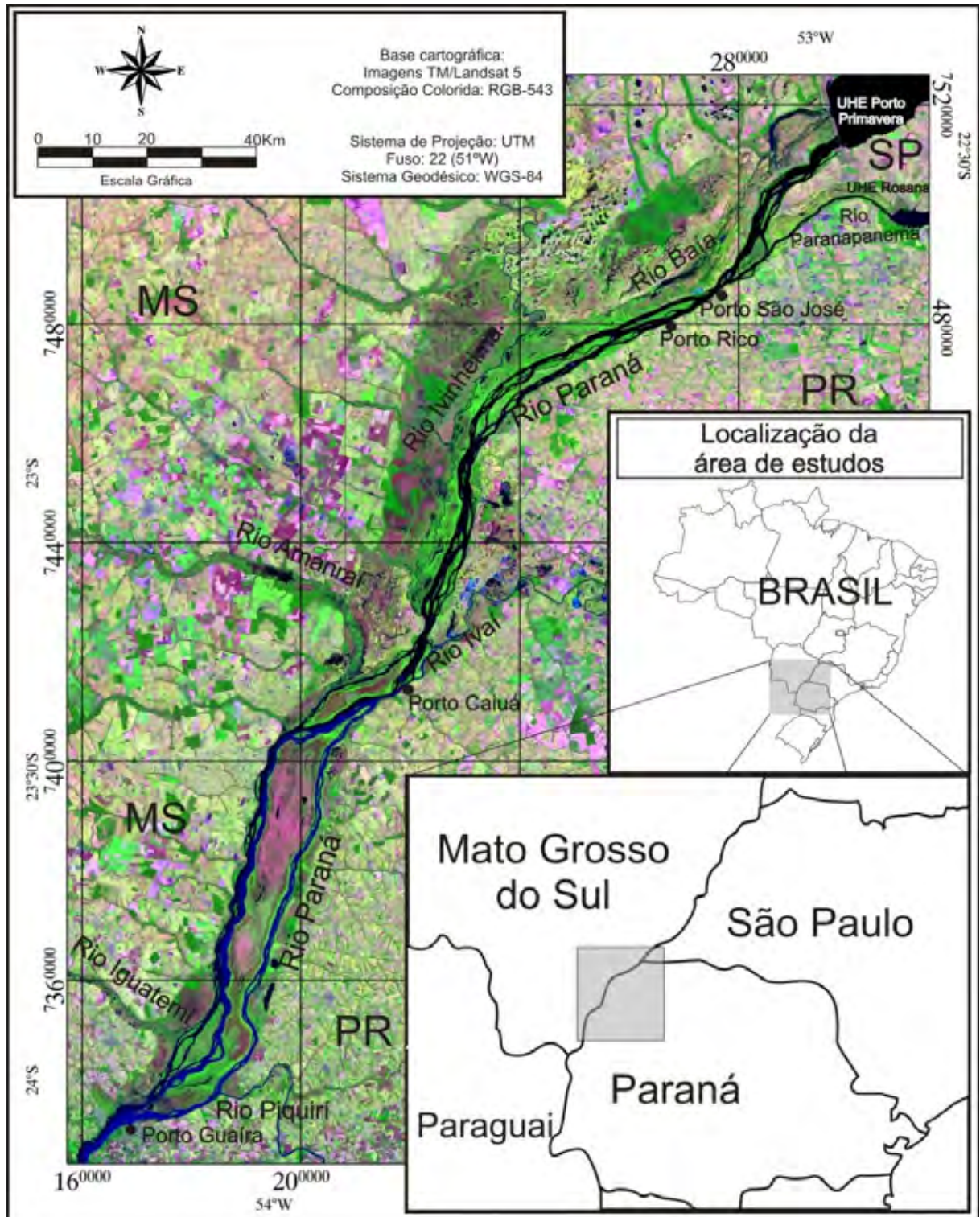


Figura 1– Localização da planície de inundação do alto curso do Rio Paraná, entre as proximidades da foz do Rio Paranapanema e Porto Guaíra.

Segundo Agostinho e Zalewski (1996), a área da planície de inundação apresenta boa representatividade da fauna original e continua tendo papel fundamental na manutenção da diversidade biótica regional, sendo classificada como planície de inundação levemente modificada, com áreas mais restritas não modificadas.

Em face de sua importância, foram criadas três Unidades de Conservação (UC) na região (Figura 2): o Parque Nacional de Ilha Grande (PNIG), o Parque Estadual das Várzeas do rio Ivinheima (PEVRI) e a Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná (APAIVRP). Recentemente a totalidade da área foi incorporada à Reserva da Biosfera da Mata Atlântica do programa MAB/Unesco (AGOSTINHO et al., 2005² apud SOUZA FILHO e IBARRAS, 2005).

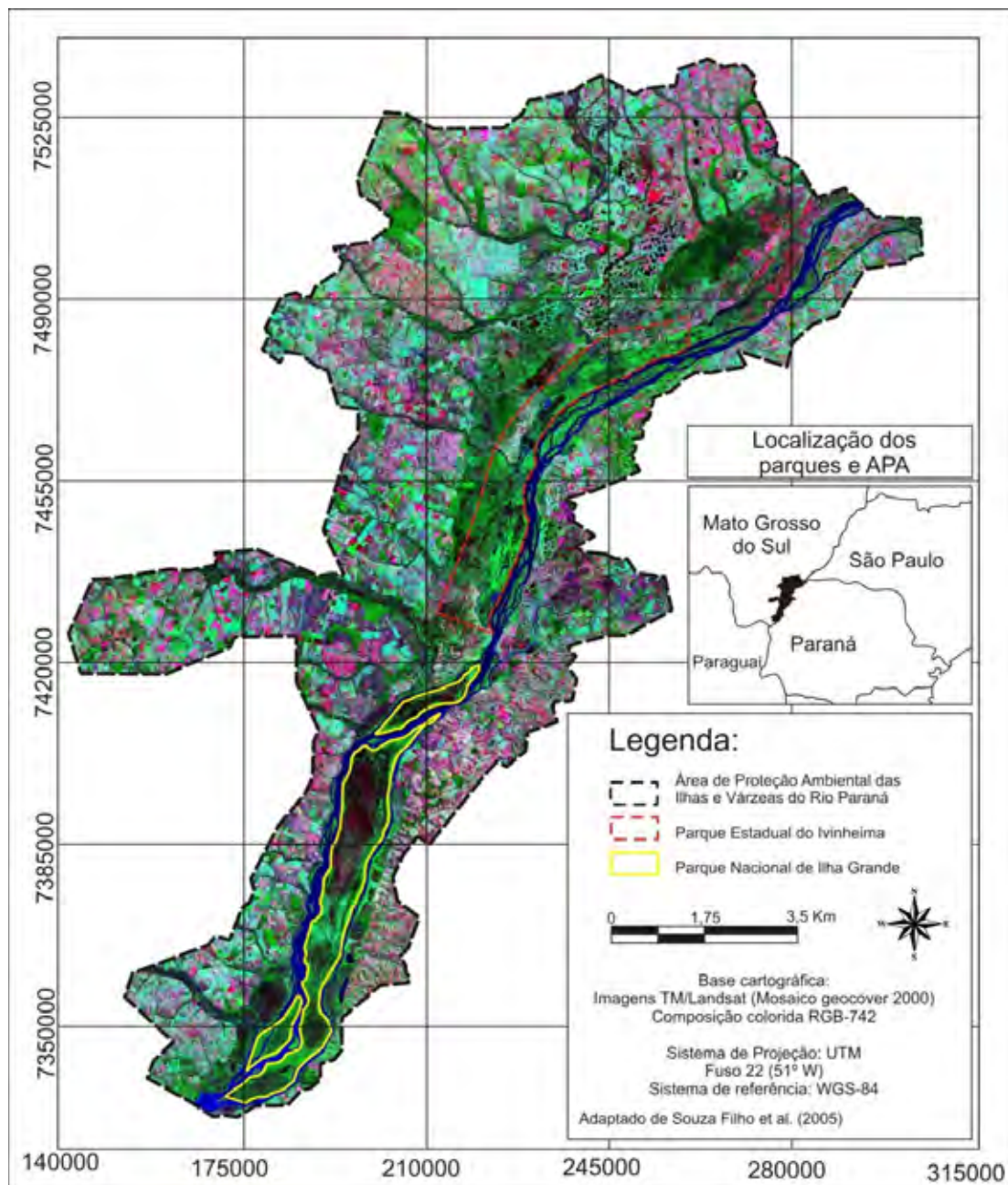


Figura 2 – Localização das unidades de conservação na planície do alto rio Paraná. Adaptado de Souza Filho et al. (2005).

² AGOSTINHO, A. A et al. The Upper Paraná river and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation In: THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A.; HAHN, N. **The upper Paraná river floodplain physical aspects, ecology and conservation**. Backhuys publishers, Leiden, The Netherlands, 2005, p. 381-393.

O rio Ivinheima, em conjunto com o rio Paraná e o rio Baía, conforma a chamada Planície de Inundação do Paraná Superior (Figura 3). O projeto PELD (Pesquisas Ecológicas de Longa Duração) do NUPELIA (Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura), da Universidade Estadual de Maringá (UEM), tem trabalhado na área do PEVRI desde 2000, amostrando diversos locais, especialmente o chamado complexo Ivinheima-Baía-Corutuba e suas proximidades (SOUZA FILHO e IBARRAS, 2005).

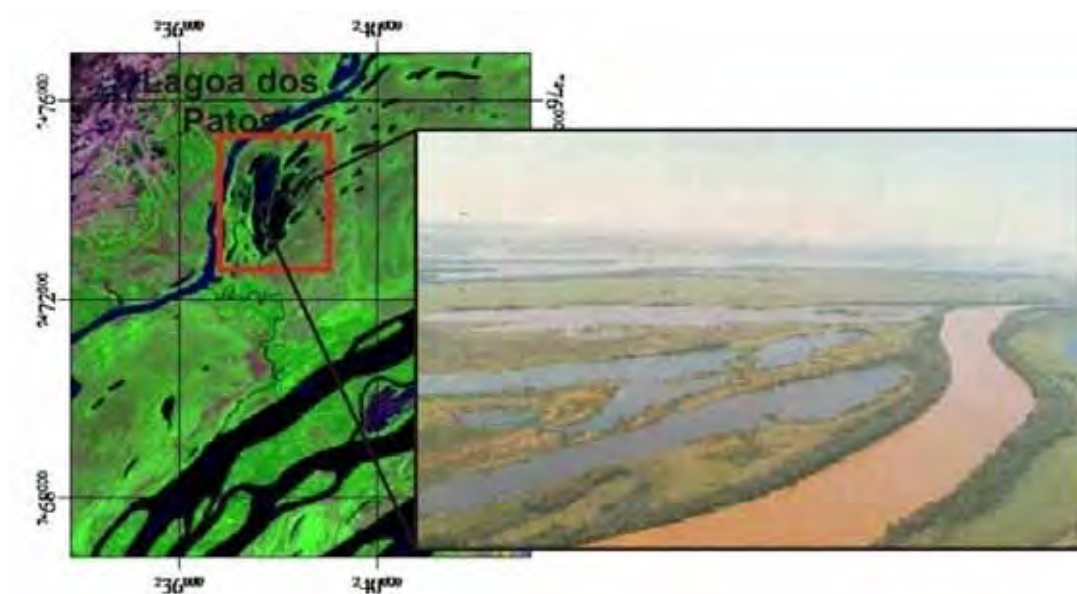


Figura 3 - Sistema rio-planície de inundação. Região da foz do rio Ivinheima/Planície de inundação do alto rio Paraná. **Fonte:** Agostinho & Zalewski (1996).

O PEVRI abrange grande parte do baixo curso rio Ivinheima, afluente da margem direita do rio Paraná, estendendo-se desde a margem direita do rio Paraná na foz do rio Baía até a foz do rio Ivinheima no rio Paraná, incluindo inúmeras lagoas e importantes ecossistemas lóticos como os rios Curupaí, Guiraí, canal Corutuba, que une o Ivinheima ao Baía, e o canal Ipoitã que une o Ivinheima ao Paraná, totalizando uma área de 73.345,15 hectares (SOUZA FILHO e IBARRAS, 2005).

2.2. A geomorfologia fluvial

Do ponto de vista da geomorfologia fluvial, a planície de inundação é considerada uma feição deposicional do vale do rio, associada com um clima particular ou com o regime hidrológico da bacia hidrográfica. Os sedimentos são depositados na planície devido à baixa energia no trecho e, sob condição de equilíbrio, a taxa de entrada de sedimentos é igual à de saída. Assim,

uma alteração nas condições de equilíbrio devido a mudanças tectônicas ou no regime hidrológico, incluindo mudanças no aporte de sedimentos e água, pode resultar na alteração da planície de inundação como processos de degradação (erosivo) e formação de um terraço ou processos de aggradação (deposicional) (LEOPOLD, WOLMAN e MILLER, 1964).

Para Christofolletti (1974), as planícies de inundação são formadas por aluviões e por materiais depositados no próprio canal fluvial e fora dele. Na vazante, o escoamento está restrito ao canal fluvial, onde há deposição de parte da carga detrítica com o progressivo abaixamento do nível das águas. Quando ocorrem as cheias, há elevação no nível d'água e, muitas vezes, ocorre o transbordamento sobre as margens, inundando as áreas marginais mais baixas. Ao transpor as margens, parte da carga fluvial é depositada devido ao atrito, permitindo a edificação do dique marginal.

O transbordamento ocorre quando as águas do rio ultrapassam o débito de margens plenas, que preenche a medida justa, o canal fluvial. Segundo Leopold, Wolman e Miller (1964), em sistemas em que a planície de inundação é bem definida, o intervalo de recorrência de margens plenas é próxima de 1 ano, valor relacionado ao regime sazonal. Em geral, o intervalo de recorrência é de 1 a 2 anos, ou 1,58 anos, que segundo Cristofolletti (1981), representa a classe modal. Mas de acordo com Rocha (2002), o intervalo de recorrência das margens plenas do rio Paraná é de 5,6 anos, considerando a estação fluviométrica de Porto São José, enfatizando a tendência de abandono da planície pelo rio. Entretanto, segundo Fernandez e Souza Filho (1995, apud ROCHA, 2002), para o trecho de Porto São José, outra superfície de margens plenas foi definida como sendo as barras fluviais do rio Paraná.

De acordo com Souza Filho (1996³ apud SOUZA FILHO e STEVAUX, 1997), os depósitos sedimentares do alto curso do rio Paraná ocorrem entre o trecho de Três Lagoas e Guaíra, sendo divididos em: Compartimento lagoa São Paulo, rio Baía e Ilha Grande (Figura 4). Esses depósitos são controlados pela formação sedimentar do grupo Bauru (formação Santo Anastácio e Caiuá) e a configuração dos compartimentos foram delimitadas pelos alinhamentos estruturais.

Ainda segundo os autores, o compartimento lagoa São Paulo estende-se de Três Lagoas até Presidente Epitácio e constitui-se de depósitos em terraço baixo, cortado por canais ativos e semi-ativos da planície de inundação. O compartimento rio Baía estende-se 250 km de Presidente Epitácio até a foz do rio Ivaí, próximo da cidade de Icaraíma. Nesse trecho, as feições de depósitos de terraço médio e baixo e a planície fluvial são bem definidas ocorrendo, principalmente, na margem direita. Os canais encontram-se em parte, coberto por depósitos de leques aluviais. O

³ SOUZA FILHO, E. E. Unidades de mapeamento da planície do rio Paraná. In: **Congresso Brasileiro de Geologia, Salvador, 1996.**

compartimento Ilha Grande situa-se entre a foz do rio Ivaí e salto de Sete Quedas, com cerca de 100 km de extensão. Os depósitos dominantes são de planície e ocorrem na forma de extensas ilhas.

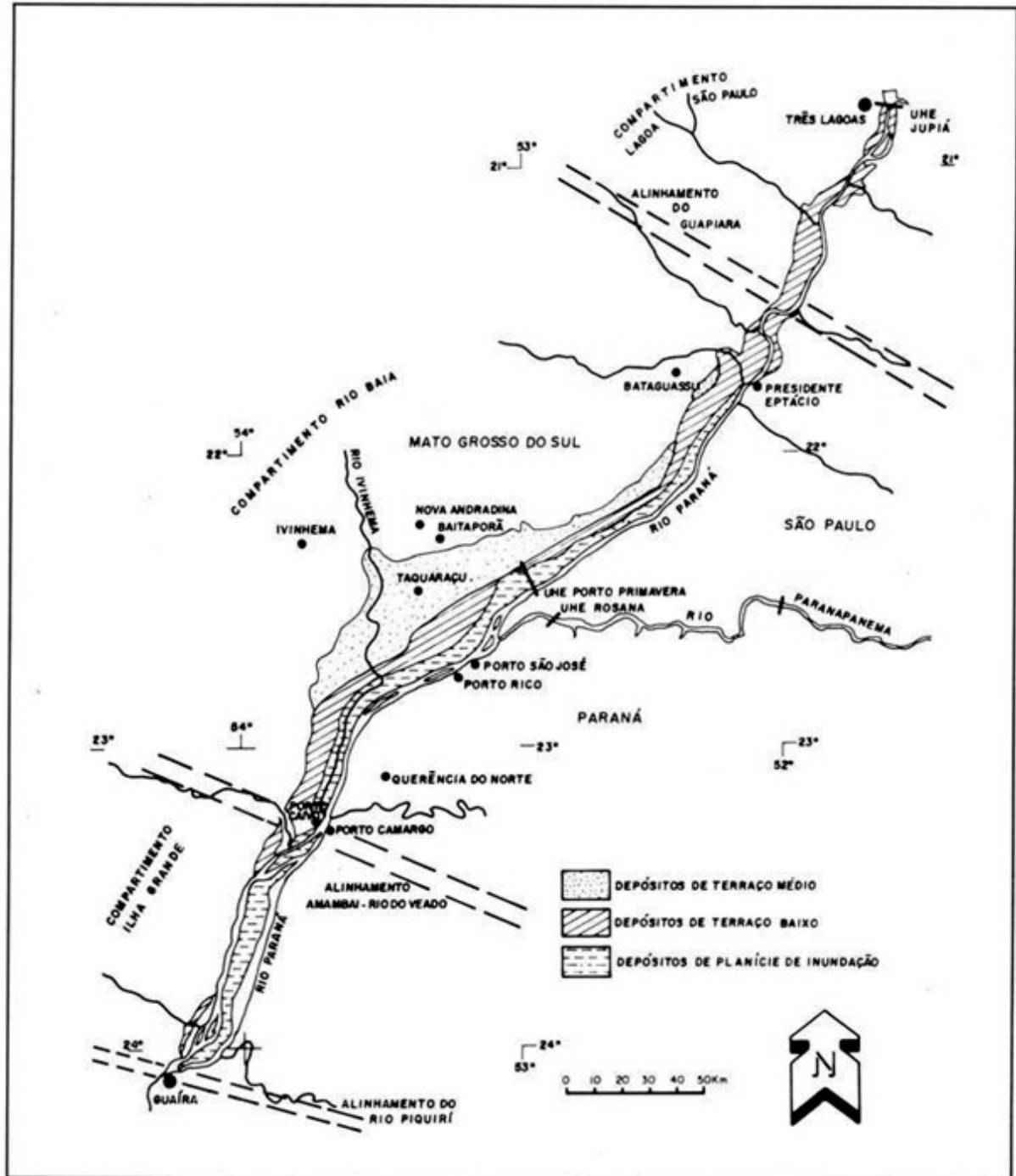


Figura 4 - Distribuição dos depósitos sedimentares do alto rio Paraná. **Fonte:** Souza Filho e Stevaux (1997).

A planície fluvial, segundo Stevaux (1994), apresenta diferentes níveis topográficos e características morfológicas particulares. As áreas altas são representadas por diques

marginais, por leques de rompimento de dique marginal⁴ e formas de paleobarras. Um nível intermediário é ocupado pelas bacias de inundação, alagadas anualmente. As partes baixas compreendem as áreas inundadas e as barras do canal do rio Paraná. A cobertura vegetal é a principal forma de realce das formas de relevo, uma vez que as áreas altas possuem vegetação arbórea, as médias são cobertas por arbustos, as baixas por campos, e os baixios por formas higrófilas. As partes mais rebaixadas constituem corpos de águas na forma de canais ativos e lagoas (SOUZA FILHO e STEVAUX, 1997).

As áreas inundadas, de acordo com Souza Filho e Stevaux (1997, 2000), compreendem canais ativos e semi-ativos, lagoas e baixios alongados associados aos paleocanais e baixios associados à bacia de inundação. Em quase todas as cheias essas áreas recebem água do rio Paraná ou do lençol freático, formando lagos alongados com linhas emersas nos diques marginais ou no caso da bacia de inundação, com formas arredondadas, sem áreas emersas ou margem definida.

Em relação às formas e padrões de canais do rio Paraná, não existe consenso dentro da comunidade científica. Para Souza Filho et al. (2001) e Rocha (2002, 2006), atualmente o sistema fluvial do alto Rio Paraná encontra-se em desequilíbrio, ou seja, o sistema busca a readaptação das novas características hidrológicas. Existem dois desequilíbrios, associados à escala de tempo. A primeira está associada ao processo de desequilíbrio no tempo geológico, cerca de 1500 anos atrás, por mudanças tectônicas ou glaciações. Outro desequilíbrio está associado às constantes ações antrópicas sobre a bacia hidrográfica, como o uso e ocupação do solo e a construção de grandes barragens hidroelétricas, resultando no desajuste mais atual do sistema.

Segundo Rocha (2006), o rio Paraná vem erodindo os depósitos relictos (ilhas) nos canais principais e abandonando a planície de inundação da margem direita, devido ao sutil aprofundamento do talvegue. Porém, de acordo com Souza Filho et al. (2007), os processos erosivos de margens das ilhas estabilizaram-se a partir de 2004, segundo avaliações utilizando imagens orbitais. Essa alternância de processos de aggradação e degradação, aliada às variáveis de geometria, energia e carga sedimentar do sistema fluvial resultam em processos geomórficos dinâmicos que dificultam a definição de padrões de canais segundo a literatura, embora apresente uma configuração multicanal.

Contudo, Souza Filho et al. (2001) debatem a possibilidade da tendência da construção de um sistema entrelaçado considerando a velocidade dos processos erosivos nos depósitos nas ilhas, a típica carga arenosa do rio e a dinâmica evolutiva das barras de canal. Segundo Miall (1977), o sistema entrelaçado apresenta dois ou mais canais, com barras e pequenas ilhas, baixa sinuosidade, carga de fundo e alta relação Largura/Profundidade, com processos de

⁴ Cabe ressaltar que os rompimentos de dique marginal atuais na planície de inundação foram construídos por processos erosivos de solapamento da margem, e não pelos processos naturais das grandes cheias.

sedimentação atuantes como migração lateral e construção de barras. O maior problema nessa classificação é que as ilhas não foram construídas pela dinâmica atual do sistema fluvial, pressuposto de um padrão entrelaçado. Os depósitos encontrados nas ilhas foram construídos por um sistema fluvial anterior e apresentam as mesmas características da planície de inundação (SOUZA FILHO; STEVAUX, 1997).

Seguindo a linha dos grandes sistemas fluviais Latrubesse; Stevaux e Sinha (2005) definem o sistema fluvial do alto rio Paraná como sendo do tipo anabranching. Segundo Latrubesse (2008), o sistema anabranching surge a partir da dificuldade de classificar o padrão de canal de grandes rios a partir de definições usuais como retilíneo, entrelaçado ou meandrante. O padrão anabranching, definido por Nanson e Knighton (1996), é um sistema de canais múltiplos caracterizado por ilhas vegetadas ou aluviais estáveis que divide o fluxo das descargas sobre as margens plenas. Contudo, como já apontado anteriormente, os depósitos das ilhas e da planície não são contemporâneos do sistema atual. As ilhas, embora estáveis, têm origem erosiva por recorte dos depósitos relictos.

O arranjo de paleocanais na planície de inundação configura-se como padrão anastomosado ((SOUZA FILHO; STEVAUX, 1997; ROCHA, 2002). Segundo Schumm (1968), os canais anastomosados se caracterizam pela alta estabilidade das margens, alta sinuosidade, margens coesivas e canais múltiplos separadas por ilhas largas estáveis e vegetadas. São representados por barras arenosas relativas aos canais, depósitos de trasbordamento com raras barras laterais e frequentes depósitos de rompimento de diques. De acordo com Rocha (2002), é provável que o padrão atual apresentado na planície seja uma reativação das formas relictas dos sistemas de canais e depósitos anteriores (entrelaçado e anastomosado), modificadas pelo regime atual. A reativação dos canais e das paleoformas pode estar relacionada com o aumento do nível de base do rio Paraná.

As formas atuais existentes originadas pelos canais anastomosados pretéritos são os diques marginais, os canais, os leques de rompimento de diques (crevasse), as partes baixas e baixios da bacia de inundação (SOUZA FILHO e STEVAUX, 1997).

Dessa forma, o conhecimento da dinâmica fluvial, bem como as formas e processos atuantes, é importante para entender a evolução e permitir caracterizar do sistema rio-planície de inundação do alto rio Paraná. Além disso, outras questões com relação aos processos ecológicos, apresentadas a seguir, permitem melhor desenvolver o modelo conceitual da dinâmica dos ambientes fluviais da planície de inundação.

2.3. O ecossistema fluvial

Ao longo do século XX, diversos autores buscaram explicar o funcionamento das comunidades biológicas em sistemas fluviais. Essas explicações têm por finalidade delinear uma estrutura conceitual para compreensão e capacidade preditiva dos fenômenos ecológicos (BARBOSA; ESPÍNDOLA, 2003).

Segundo Ward e Stanford (1995b), o grau de conectividade espaço-temporal e o nível de distúrbio natural determinam os padrões sucessionais, a heterogeneidade de habitats, a produtividade e a biodiversidade, e são responsáveis pela manutenção da integridade ecológica dos sistemas rio planície de inundação.

O grau de conectividade na planície de inundação relaciona-se com a medida de interação entre os ambientes ou entre os ecótonos, cujos processos ecológicos se desenvolvem nos canais dos rios, nas lagoas e em outras comunidades aquáticas e riparianas dos sistemas aluviais. Segundo Ward e Stanford (1995b), a conectividade está associada com as interações do movimento das águas, com recursos e organismos entre o canal e o aquífero e a planície de inundação, embora interações com ambientes em patamares mais altos topograficamente também devam ser considerados, como nos terraços e vertentes.

Os níveis de conectividade, portanto, são influenciados pelas interações hidrodinâmicas, controlados principalmente pelos processos de inundação e de subsuperfície (freático). De acordo com Ward (1989), os sistemas lóticos apresentam componentes de interação das águas, que podem ser: processos longitudinais, laterais e verticais. A componente longitudinal está relacionada com a continuidade dos rios (VANNOTE et al., 1980); a lateral trata-se das interações com as planícies de inundação (JUNK; BAYLEY e SPARKS, 1989) e a vertical, associa-se aos fluxos subterrâneos e corredores hiporreicos. Ainda para Ward (1989) existe a dimensão temporal, inserida em todas as demais, que considera variações sazonais ou de maiores períodos no tempo.

A dimensão longitudinal ou o conceito de continuidade dos rios (River Continuum Concept – RCC) foi proposto por Vannote et al. (1980), que tem como referencial físico a extensão longitudinal do rio, da nascente até a foz, cujos fenômenos são explicados através do processo de transporte fluvial. Segundo Vannote et al. (1980), as variáveis físicas que o rio apresenta são um gradiente contínuo de condições físicas, em que os organismos populacionais são resultados de um contínuo ajuste biológico e de padrões de carregamento, transporte, utilização e armazenamento de matéria orgânica ao longo do rio.

Entretanto, esse conceito apresenta certas limitações, especialmente por ajustar os rios a regiões temperadas e não prevê interferências antrópicas (BARBOSA; ESPÍNDOLA, 2003).

Nessa linha, Minshall et al. (1985) busca refinar e expandir o RCC, incluindo considerações sobre o clima e geologia, tributários, litologia, geomorfologia e mudanças impostas pelo homem. Ward e Stanford (1993) propuseram a teoria de descontinuidade fluvial (SDC), que visualiza a construção de represas na dissociação da continuidade fluvial. Os reservatórios resultam em mudanças no sentido longitudinal do rio (montante-jusante) nos padrões e processos ecológicos. A direção e extensão do deslocamento dependem da variável de interesse e dependem da posição do reservatório ao longo do curso do rio.

A descontinuidade fluvial pode ser bem aplicada no rio Paraná, uma vez que apresenta em sua bacia mais de 120 barragens, que reduz a contribuição do continuum fluvial tratado por Vannote et al. (1980). A regulação do fluxo do rio Paraná e seus impactos nos pulsos de inundação são foco de diversos estudos (ROCHA, 2002; MEURER, 2004; SOUZA FILHO et al., 2007) e serão discutidos ao longo do trabalho. Segundo Ward e Stanford (1995b), a regulação de fluxo causada pelas barragens normalmente reduz a conectividade, bem como os picos hidrológicos, que por sua vez, afetam a frequência e extensão das inundações. No rio Paraná, de acordo com Rocha (2002), interferem pouco nos altos fluxos, mas provoca grandes alterações na frequência dos médios e baixos fluxos. Porém, segundo o autor, com a implantação da UHE de Porto Primavera, espera-se que a regulação do fluxo das águas provoque o achatamento dos picos e, conseqüentemente, a diminuição dos níveis de conectividade.

As inundações ou pulsos de inundação (*Flood Pulse Concept*) foram apresentados por Junk, Bayley e Sparks (1989), trazendo novas idéias ecológicas. Segundo os autores, o pulso de inundação é o processo de aumento do nível das águas do rio e conecta os sistemas lóticos aos outros ambientes da planície de inundação. Segundo Neiff (1990), para o rio Paraná e Paraguai é mais apropriado referir-se o pulso de inundação como pulso de energia e matéria, ou simplesmente pulso, uma vez que a fase de enchimento e vazante conforma períodos complementares do pulso, e ambos as fases têm alta capacidade reguladora do macrossistema fluvial por meio de ajustes de equilíbrio.

As variações de descarga do rio (pulsos) são consideradas a maior força controladora da biota em sistemas rio-planície de inundação, sendo até mesmo mais importante do que os processos de continuidade longitudinal do rio. Nos grandes sistemas fluviais inalterados com planícies de inundação, enorme volume de biomassa fluvial deriva diretamente ou indiretamente da produção interna da planície de inundação.

Nas planícies de inundação podem-se encontrar dois ambientes: os terrestres, que na verdade são em uma parte do ano inundados, melhor definidos como zona de transição aquática-terrestre (ZTAT) (JUNK; BAYLEY e SPARKS, 1989) e os corpos aquáticos perenes. Na ZTAT, os

pulsos de inundação aparecem como componente principal de regulação nas relações hidrológicas e bióticas (ecológicas) no sistema rio-planície de inundação.

A oscilação dos níveis hidrométricos influencia na velocidade do fluxo da água, profundidade e área superficial dos ambientes inundados. Essa variabilidade exerce influência nas características limnológicas, balanço nos processos de produção, respiração e padrões de ciclagem de nutrientes dos habitats da planície e no rio (THOMAZ, ROBERTO e BINI, 1997).

Thomaz, Roberto e Bini (1997) relatam que o alto rio Paraná pode apresentar vários pulsos de inundação durante um mesmo ciclo hidrológico, fato já apontado por Neiff (1990), diferentemente do sistema amazônico, previsível e unimodal (JUNK, 1997). No período de águas altas, a elevação do nível hidrométrico em três metros pode provocar vários pulsos durante o mesmo ciclo hidrológico. Oscilações em curto período de tempo, com intervalos semanais ou diários, são observadas com frequência durante o período de águas baixas.

Por esse motivo, segundo Thomaz, Roberto e Bini (1997), não é possível estabelecer com precisão as fases de enchente e vazante do rio Paraná devido os pulsos serem irregulares, com a ocorrência de vários pulsos de inundação no período de águas altas e pulsos menores durante as águas baixas. Segundo Comunello (2001), na região do complexo Ivinheima-Corutuba-Paraná, além dos pulsos do rio Paraná, o sistema é susceptível aos pulsos do rio Ivinheima, que podem ocorrer em períodos diferentes aos do rio Paraná.

Segundo Thomaz, Roberto e Bini (1997), a ação do rio Paraná sobre a dinâmica das características limnológicas e ecológicas dos subsistemas lênticos, semilóticos e lóticos, ocorre de diversas maneiras, destacadas a seguir:

- Entrada de água do rio Paraná na várzea, por intermédio dos rompimentos de dique marginal (crevasse), já no início dos pulsos de inundação;
- Barramento de tributários, como por exemplo, o rio Baía, que transborda na própria várzea;
- Refluxo da água em canais, devido a entrada de água do rio Paraná (ex. rio Baía e os canais Corutuba e Ipoitã);
- Comunicação direta com lagos de várzea através de canais de ligação;
- Transbordamento, sobre os diques marginais, nos picos das águas altas.

Outro aspecto bastante relevante no controle da integridade hidrológica do sistema rio-planície de inundação são as interações de subsuperfície, pouco estudados na planície do alto rio Paraná (ROCHA, 2002). Esses processos de subsuperfície, conhecida como dimensão vertical (WARD, 1989) ou corredores hiporreicos, podem ser definidos sob três aspectos, segundo Stanford e Ward (1993): uma zona do lençol subterrâneo, penetrada por organismos anfibiônicos de canais; uma zona do lençol subterrâneo na qual a dinâmica química microbiana exerce controle sobre os

ciclos materiais nos canais ativos e vegetação ripariana; uma zona que fisicamente inclui o volume do lençol subterrâneo que pode ser interativa a hidrografia do canal durante curto período de tempo. Em suma, pode ser definido como parte de um continuum água subterrânea/água superficial originada tanto do aquífero quanto do canal do rio (HIKLE et al., 2001).

Segundo Rocha (2002), tais processos de subsuperfície podem ter sido intensificados devido o aumento da elevação do nível de base do rio Paraná e do lençol freático, indicado pelo acréscimo das descargas do sistema principal. Contudo, a partir de 2001, quando o reservatório de Porto Primavera atingiu a segunda etapa de enchimento (cota de 257), é possível que novas alterações do fluxo hidrológico tenham ocorrido.

Nesse sentido, entender essas alterações na hidrodinâmica do sistema é importante para compreender os processos dinâmicos da planície de inundação, embora o período de tempo dessas mudanças seja curto para estabelecer um modelo conceitual ou inferir cenários futuros do sistema.

Diante do exposto, os processos e interações longitudinais associados aos sistemas lóticos devem ser avaliados de forma holística, que segundo Rocha e Rocha (2003) e Barbosa e Espíndola (2003), relaciona-se com a capacidade de compreensão integrada do funcionamento dos sistemas fluviais.

Os conceitos aqui apresentados podem auxiliar no entendimento da dinâmica da planície de inundação, uma vez que segundo Ward et al. (2002), os ambientes de planície de inundação consistem num mosaico dinâmico de elementos espaciais e de processos ecológicos. Esta diversidade de elementos da paisagem influi nos padrões espaciais e nos processos no habitat de planícies de inundação, seja em escalas sazonais e/ou sucessionais no tempo.

A seguir, são apresentadas algumas características do atual uso e ocupação da planície de inundação, que dará subsídios para avaliar o grau de degradação da planície.

2.4. Uso e ocupação da planície de inundação

Segundo Rosa (1997), as primeiras tentativas de ocupação de áreas próximas ao rio Paraná ocorreram em meados da década de 1920. De 1930 a 1960, o plantio de café predominou, onde o processo de colonização foi marcado por intensos conflitos entre os imigrantes. Em 1953, a cafeicultura já ocupava 7% da área insular das ilhas Mutum e Porto Rico, de acordo com Souza Filho e Stevaux (2000).

Devido às cheias do rio Paraná, a ocupação das ilhas e da planície aluvial para o plantio do café não prosperou, porém, essas áreas continuaram a ser desmatadas nos anos seguintes

para serem utilizadas como pastagens. Segundo Rosa (1997), a partir de 1970, as ocupações em Ilha Grande foram mais efetivas, principalmente pelo fato de que as transformações da agricultura e expansão da pecuária expulsaram os pequenos produtores, proprietários e posseiros dos municípios próximos do rio Paraná. Em 1996, algumas ilhas como Mutum/Porto Rico e Carioca, apresentavam um pouco mais de 15% de sua vegetação original (SOUZA FILHO; STEVAUX, 2000).

Contudo, devido à grande enchente de 1982/83 boa parte da população deixou as ilhas, marcando novos conflitos de terra. Posteriormente, uma parcela dessa população retornou novamente para as ilhas. Atualmente, muitas das ocupações nas ilhas são de turistas e alguns fazendeiros que ocupam ilhas menores para criação de gado (ROSA, 1997).

De acordo com Rosa (1997), a economia dos municípios ribeirinhos da margem esquerda do rio Paraná era basicamente relacionada com atividades primárias, como agricultura temporária e permanente, pecuária de corte, coleta de “pfaffia” (geinseng-brasileiro), extração de areia e a pesca. Do lado do Mato Grosso do Sul, o uso para fins agrícolas são mais intensas entre Porto Morumbi e Porto Caiuá. No restante das áreas, a densidade populacional é baixa e a pecuária extensiva é predominante. Na área de várzea do rio Baía, ao norte da planície de inundação, são encontradas plantações de arroz e drenos (canais de drenagem) construídos.

Segundo Andrade (2008), os impactos na planície de inundação são relativamente recentes e estão associados à extração de recursos naturais, exploração agropecuária e os barramentos hidrelétricos.

Em relação à exploração agropecuária, os principais problemas estão relacionados com as queimadas para renovação das pastagens, pisoteio e compactação do solo, construção de canais de drenagem, erosão de margem e destruição da vegetação arbórea emergente, causados pelo pastoreio do gado. Os impactos relacionados à extração de recursos naturais estão ligados à pesca, extração de essências vegetais, mineração e navegação (COMUNELLO, 2001).

Os impactos inerentes à construção das barragens de Porto Primavera, no rio Paraná, e de Rosana, no rio Paranapanema, são a influência nos níveis hidrométricos, limitação da rota de migração de peixes pela barreira física da barragem, ressecamento de lagoas mais rasas na planície, redução dos criadouros naturais pelo alagamento a montante e atenuação dos extremos hidrológicos a jusante (AGOSTINHO; ZALEWSKI, 1996).

Dessa forma, o processo de ocupação e o atual estado da área de estudos podem fornecer subsídios para entender a dinâmica socioeconômica e seus relacionamentos com as alterações na cobertura do solo da planície de inundação.

A seguir, são apresentadas algumas características da cobertura vegetal da planície de inundação.

2.5. Características da vegetação

Segundo o mapeamento da vegetação do Brasil, realizada pelo IBGE em 1991, é possível encontrar no trecho em estudo da planície do alto curso rio Paraná dois tipos de vegetação predominante: Floresta Estacional Semidecidual aluvial e Vegetação com influência fluvial ou lacustre.

As florestas semidecíduais estão associadas à dupla estacionalidade climática, sendo uma tropical com chuvas de verão intensas seguida por estiagens acentuadas e uma subtropical sem período seco, porém com seca fisiológica provocada pelo intenso frio de inverno (IBGE, 1992).

De acordo com o IBGE (1992), a floresta estacional semidecidual aluvial é encontrada com maior frequência na grande depressão pantaneira mato-grossense do sul, margeando os rios da bacia do rio Paraguai. Ao longo do rio Paraná, Paranapanema e Piquiri são encontradas com maior frequência as seguintes espécies: *Callophyllum brasiliense*, *Tapirira guianensis*, *Inga SP*, *Podocarpus sellowii*, *Cedrela lilloi*, *Guarea guidonia*, entre outras.

Segundo Campos e Souza (1997), em estudo realizado pela Eletrosul em 1986⁵, foi constatado que a floresta aluvial está distribuída sobre as planícies aluviais contínuas ou descontínuas e sobre algumas ilhas do rio Paraná. As planícies aluviais da margem direita do rio Paraná ocupavam uma faixa de três ou mais quilômetros, interpondo-se entre os sedimentos do rio e a cobertura arenítica da área do contato planície/planalto. Nesse trecho a variedade de tipos de solos, associada às formas do relevo, imprimem características particulares aos agrupamentos florísticos.

Ainda de acordo com Campos e Souza (1997), a floresta estacional semidecidual aluvial pode se distinguir em três agrupamentos: agrupamento situado em solos altamente hidromórficos, em que o solo permanece em grande parte inundada possibilitando somente o desenvolvimento de espécies arbóreas altamente seletivas; agrupamento em áreas mais enxutas e melhor drenadas, em que a vegetação apresenta-se mais densa, onde é possível encontrar arvoretas; agrupamentos situados sobre o dique marginal, onde é possível encontrar florestas mais desenvolvidas e vegetação densa, constituída por árvores de 25 a 30 metros de altura.

As formações não florestais estão representadas por áreas de formações pioneiras com influência fluvial (CAMPOS; SOUZA, 1997). Segundo o IBGE (1992), trata-se de comunidades vegetais das planícies aluviais que refletem os efeitos das cheias dos rios e das depressões alagáveis todos os anos. O padrão fisionômico das formações pioneiras é tipicamente campestre, com características hidromórficas, apresentando instabilidade em relação aos

⁵ ELETROSUL. *Ilha Grande – A vegetação da área de influência do reservatório da usina hidrelétrica de Ilha Grande (PR/MS)* (Levantamento na escala 1:250.000). Florianópolis, 52p, 1986.

parâmetros ecológicos (solos, efeitos dos pulsos de inundação), em que a vegetação recua ou avança sobre áreas sujeitas às inundações e aos processos de acumulação de sedimentos (ELETROSUL, 1986 apud CAMPOS e SOUZA, 1997). A vegetação, nessas áreas, pode variar conforme a quantidade de água presente no solo, onde em áreas de várzea crescem a criptofítica (hidrófitos), em terraços alagados temporariamente cresce os terófitos, geófitos e caméfitos (vivem em condições de umidade mediana) e em áreas mais bem drenadas encontra-se comunidades campestres (IBGE, 1992).

Também é possível notar algumas manchas residuais da floresta estacional semidecidual de submontanha, situada na área da formação Caiuá, que cobria parte do oeste e noroeste do estado do Paraná. No estado do Mato do Grosso do Sul, ocupava os topos convexos e vertentes suaves (CAMPOS; SOUZA, 1997).

Segundo Souza et al. (2004), as formações vegetais predominantes podem ser identificadas de acordo com a área de estudo, apresentada na Tabela 1.

Tabela 1 – Formações vegetais predominantes de acordo com a área de estudo

Sistema	Subambiente	Vegetação
Sistema Margem Direita (Rios Baía e Ivinheima)	Lagoas	Vegetação paludícola (de ambientes aquáticos) Macrófitas aquáticas
	Margens	Floresta ciliar Várzea
	Terraços	Floresta estacional semidecidual submontanha Floresta ciliar Floresta de brejo Zona dos buritis (<i>Mauritia sp</i>)
Sistema Central (Rio Paraná)	Margens	Floresta estacional semidecidual submontanha Floresta ciliar
	Ilhas	Floresta ciliar Várzea Vegetação paludícola Macrófitas aquáticas
Sistema Margem Esquerda (São Pedro, Caracu e Porto Rico)	Margens	Floresta ciliar

Por outro lado, Fachini (2001) definiu tipos fisionômicos da planície, das quais destacam-se: pastagens com árvores isoladas, várzea herbácea, várzea arbustiva/herbácea e mata ciliar. A vegetação ciliar pode ser observada sobre os diques marginais e nas ilhas sujeitas a alagamentos periódicos. Fachini (2001) considerou as espécies típicas da vegetação ciliar para o estrato arbóreo, como *Inga verna*, *Croton urucurana*, *Cecropia pachystachya*, *Nectandra falcifolia*, *Annona coriacea*, *Triplaris americana*, *Piper tuberculatum*, *Celtis iguanaea*. A várzea arbustiva encontra-se em toda a planície de inundação, sobre solos aluviais e hidromórficos sujeitos a alagamentos periódicos. O estrato herbáceo é composto por gramíneas de espécies nativas e

invasoras. O estrato arbustivo tem a *Mimosa pigra*, *Croton urucurana* jovem e algumas trepadeiras *Smilax campestris* e *Paullinia elegans*. Já o estrato graminoso, é composto por *Panicum prionitis*, *P. sabulorum* e *Paspalum repens*, entre outras.

Baseado nessa delimitação fisionômica, Corradini (2006), Corradini, Fachini e Stevaux (2006) realizaram um estudo da vegetação ripária da planície de inundação, relacionando o controle topográfico e as unidades geomorfológicas. Nesse estudo, foram definidos perfis transversais fitossociológicos ao longo da planície de inundação, mostrando a importância dos processos de conectividade hidrológica no controle da vegetação ripária.

Diante do que foi exposto, constata-se que a distribuição da cobertura vegetal em ambientes de planície de inundação está intrinsecamente associada à morfologia do relevo, que por sua vez relaciona-se com a quantidade de água presente no solo. A dinâmica dos processos de conectividade é, portanto, essencial para o entendimento da distribuição dos tipos da vegetação ripária.

2.6. Clima

Segundo Borsato (2006), os Estados de São Paulo, Paraná e Mato Grosso do Sul são cortados pelo trópico de Capricórnio, apresentam climas característico de áreas tropical e subtropical. A região é caracterizada pela transição climática e apresenta duas estações bem definidas: verão quente e úmido e inverno com temperatura branda e baixa pluviosidade.

O Alto rio Paraná apresenta temperaturas médias mensais superiores a 15° C e precipitações superiores a 1.500 mm/ano (IBGE, 1990), com maior concentração nos meses de verão, que, por consequência, coincidem com os pulsos de inundação. O período de precipitações mais acentuadas é de dezembro a fevereiro; enquanto que o período de menor precipitação vai de junho a agosto.

Com relação aos sistemas atmosféricos que atuam nessa região nos meses mais quentes há predomínio de massas de ar de baixa pressão e nos meses mais frios prevalecem as de alta pressão. A bacia do Paraná encontra-se sob influência de seis diferentes sistemas: Massa Tropical Continental, Massa Tropical Atlântica, Massa Polar Atlântica, Massa Equatorial Continental e o Sistema de Cavado (SOUZA FILHO, et al. 2007).

Além dessas características climáticas, segundo Rocha (2002), diversos autores vem tentando relacionar as oscilações hidrológicas do rio Paraná com os fenômenos de El niño e La nina.

Dessa forma, as características sócio-ambientais da planície do alto curso rio Paraná foi apresentada. No próximo capítulo são desenvolvidos os fundamentos teóricos dos processamentos em SIG e sensoriamento remoto que foram aplicados nesse trabalho.

3. SIG E SENSORIAMENTO REMOTO NA MODELAGEM DE ÁREAS ÚMIDAS

No capítulo anterior, foram apresentados alguns conceitos geomorfológicos e ecológicos e também sobre a atual dinâmica ambiental e socioeconômica da planície de inundação, permitindo entender os processos que ocorrem. Como discutido, a distribuição da cobertura vegetal, bem como as características dos habitats de transição, está intrinsecamente ligada ao relevo e a hidrodinâmica do sistema (MERTES et al., 1995; CORRADINI, FACHINI, STEVAUX, 2006; CASCO, BASTERRA DE CHIOZZI, NEIFF, 2005). Além disso, os habitats da planície de inundação sofrem intensas ações antrópicas, modificando totalmente a dinâmica desses sistemas.

Nesse contexto, a informação de relevo é relevante uma vez que as variações altimétricas indicam indícios do funcionamento dos processos de inundação e suas relações com a cobertura vegetal. Além disso, a natureza sinóptica dos dados de sensoriamento remoto permite fotografar, num determinado tempo, a dinâmica da cobertura da terra na planície, que é importante para avaliar as ações antrópicas diretas e os relacionamentos com os pulsos de inundação. Tais dados, de diversas fontes, tomadas em diferentes momentos do tempo e georreferenciadas podem ser tratadas e integradas em SIG.

Nesse sentido, a seguir apresenta-se a base teórica necessária para o entendimento dos procedimentos de SIG e sensoriamento remoto empregados no presente trabalho. Para facilitar o entendimento do leitor será apresentada a fundamentação teórica referente a dois tipos de processamento, associados aos dados numéricos do terreno e às imagens multiespectrais.

3.2. Caracterização e processamento de dados numéricos de terreno

No presente trabalho, a informação do relevo pode contribuir para o entendimento dos processos de inundação na planície fluvial, como os fluxos preferenciais das águas e a conectividade dos ambientes ecológicos. Além de possibilitar entender os processos de inundação, a representação do terreno foi utilizada como plano de entrada na classificação da cobertura vegetal.

Para tanto, algumas técnicas baseadas em modelos determinísticos ou estatísticos possibilitam melhorar a representação dos dados de relevo e extrair informações importantes para estudos ambientais. Por meio da superfície de tendência, por exemplo, é possível determinar, em nível exploratório, a continuidade espacial do terreno em escalas regionais. Trata-se de um modelo determinístico global, que não considera as variações locais.

A geoestatística, por outro lado, considera as variações locais e pode ser uma forma interessante de preparo e melhoria da representação de MDE, preservando suas características morfométricas do terreno (VALERIANO, 2004; VALERIANO, 2008). A capacidade de lidar com as componentes que possuem continuidade espacial no terreno, como o caso de dados de relevo, faz da krigagem uma forma interessante para manusear variações espacialmente aleatórias, como as que são causadas por erros, artefatos e, indistintamente, feições detalhadas. Por outro lado, ao passo que favorece o ajuste do MDE à conformação do terreno, a inclusão da aleatoriedade nas interpolações por krigagem causa ligeira perda de exatidão altimétrica nos talwegues e divisores de água, com a redução da altura ou amplitude do relevo (VALERIANO, 2004).

Devido à falta de documentos topográficos em muitas áreas a utilização do MDE gerado pela missão do SRTM apresenta-se como única alternativa. Dessa forma, optou-se pela utilização dos dados do SRTM para análise dos processos de inundação em toda a planície. Para um trecho da planície foi gerada uma representação numérica do terreno a partir de imagens aéreas digitais adquiridas em um aerolevanteamento. A partir desse aerolevanteamento foram realizados procedimentos fotogramétricos para obtenção do MDE da área de estudos e geração das imagens ortorretificadas.

Dessa forma, a seguir, apresentam-se as características dos dados e os fundamentos necessários para desenvolver essa etapa do trabalho.

3.2.1. Características dos dados do SRTM

O SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*) foi uma missão realizada em conjunto pela NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) e NIMA (*National Imaging and Mapping Agency*), dos EUA, com participação das agências espaciais DLR (*Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt*), da Alemanha, e ASI (*Agenzia Spaziale Italiana*), da Itália, com objetivo de produzir um Modelo Digital de Elevação (MDE) de alta resolução, cobrindo quase todo o planeta.

Essa missão foi colocada em órbita em fevereiro de 2000, na nave espacial Endeavour. A nave levou em seu compartimento de carga um equipamento SAR (Radar de Abertura Sintética) interferométrico, operando nas bandas C e X. Ao longo de 11 dias, utilizando a técnica de interferometria de uma passagem, foi imageada 80% da superfície terrestre, compreendendo os paralelos 60° N e 56° S, fornecendo modelos tridimensionais com amplitude da grade de 30 m recobrindo os Estados Unidos e 90 m para o resto do planeta. A banda C tem proporcionado uma acurácia absoluta vertical de 16 m, sendo a relativa de 10 m, e acurácia absoluta horizontal de 20 m (com 90% de confiança) (FARR et al., 2007).

Para fins do trabalho, deve-se realizar a reamostragem das células para a resolução espacial de 30 m, que o torna compatível com as imagens TM/Landsat e permitem sua utilização no conjunto de informações na classificação da cobertura vegetal. Essa etapa de interpolação foi realizada por meio de inferência geoestatística, devido às vantagens apresentados por Valeriano (2004).

3.2.2. Inferência geoestatística

Como já mencionado anteriormente a geoestatística ou em específico a krigagem foi utilizada para obter uma representação mais suavizada do SRTM, mas preservando as características morfológicas do terreno. Nesse caso, a krigagem funcionou como um interpolador para reamostragem do tamanho da célula para 30 m, uma vez que o SRTM apresenta originalmente uma grade regularmente espaçada de 90 m.

A grande diferença entre a krigagem e outros métodos de interpolação é a maneira como os pesos são atribuídos às diferentes amostras. O procedimento é semelhante ao de interpolação por média móvel ponderada, porém os pesos são determinados a partir de uma análise baseada na autocorrelação espacial. Além disso, segundo Andriotti (2003), a krigagem apresenta vantagens como a suavização, desagrupamentos (anula efeitos de concentrações localizadas de observações), precisão e incerteza (estimativa do erro ou variância da estimativa).

Dessa forma, a geoestatística está associada a técnicas usadas para analisar e inferir valores de uma variável distribuída no espaço (e/ou no tempo), que apresentem correlação espacial. Está fundamentada na Teoria das Variáveis Regionalizadas, desenvolvida por Matheron na década de 1970. Essa teoria, puramente descritiva, apresenta aspectos aleatórios e estruturais (ANDRIOTTI, 2003). A aleatoriedade está relacionada com as medidas que podem variar consideravelmente entre si e os aspectos estruturais são no sentido que as medidas apresentem uma dependência espacial, ou seja, quanto mais próximo mais parecido.

A teoria das variáveis regionalizadas pode ser escrita matematicamente através de uma Função Aleatória. Segundo Isaaks e Srivastava (1989), uma Função Aleatória são realizações de um conjunto de Variáveis Aleatórias, que tem localizações espaciais, apresentam dependência entre si e podem ser especificado através de um mecanismo probabilístico. Uma Variável aleatória, por sua vez, apresenta um conjunto de valores possíveis que seguem uma probabilidade. Por exemplo, a tiragem de um dado (seis valores possíveis, com probabilidade de ocorrência igual a 1/6) é uma realização de uma Variável Aleatória.

Segundo Burrough (1986), a variação espacial de uma variável regionalizada pode ser expressa pela soma de três componentes: a) uma componente estrutural, associada a um valor médio constante ou a uma tendência constante; b) uma componente aleatória, espacialmente correlacionada; e c) um ruído aleatório ou erro residual.

Sendo x uma posição em uma, duas ou três dimensões, o valor da variável Z na posição x é dado pela Equação 1 abaixo e suas componentes são mostradas graficamente pela Figura 5:

$$Z(x) = m(x) + \varepsilon'(x) + \varepsilon'' \quad (1)$$

sendo:

- $m(x)$ uma função determinística (função que modela a superfície) que descreve a componente estrutural de Z em x ;
- $\varepsilon'(x)$ é o termo estocástico, o qual varia localmente e depende espacialmente dos resíduos de $m(x)$;
- ε'' como o ruído aleatório espacialmente não dependente, com distribuição normal, média zero e variância σ^2 .

As Figuras 5a e 5b ilustram as três componentes principais da variação espacial. A Figura 5a apresenta uma componente determinística que varia abruptamente, enquanto a componente determinística, na Figura 5b, apresenta uma tendência constante.

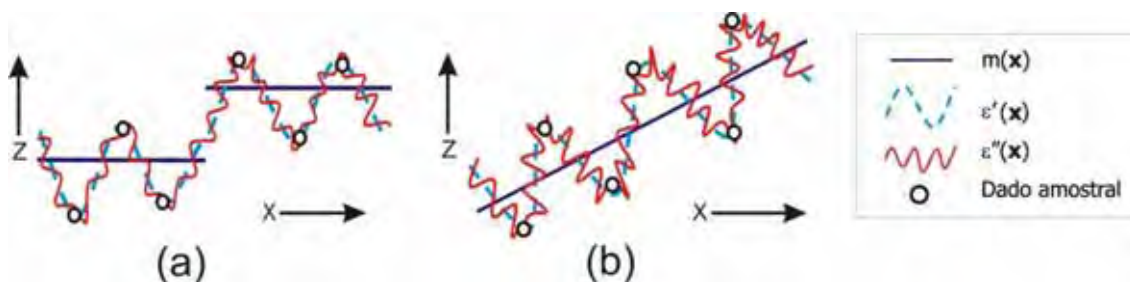


Figura 5 - (a) Componente determinística que varia abruptamente. (b) Componente determinística apresenta uma tendência constante. **Fonte:** Modificada de Burrough (1986).

Segundo Carmargo, Druck e Câmara (2004), a krigagem prioriza a estimação da estrutura de dependência espacial e requer a satisfação de hipóteses restritivas: estacionariedade de segunda ordem e intrínseca.

Na hipótese de estacionariedade de segunda ordem a média é constante e existe covariância entre os pares de pontos quaisquer e depende de um vetor de distância relativa (h). Dessa forma, a estacionariedade de primeira ordem é quando a componente determinística, $m(\mathbf{x})$, é constante, ou seja, não há tendências (*trend*). Então, $m(\mathbf{x})$ é igual ao valor esperado da variável aleatória Z na posição $\mathbf{x}$, e a diferença média entre os valores observados em $\mathbf{x}$ e $\mathbf{x}+\mathbf{h}$, separados por um vetor de distância $\mathbf{h}$ (módulo e direção - *lag*), é nula.

$$E\{Z(\mathbf{x}) - Z(\mathbf{x}+\mathbf{h})\} = 0 \text{ ou } E[Z(\mathbf{x})] = E[Z(\mathbf{x}+\mathbf{h})] = m(\mathbf{x}) = m \quad (2)$$

A estacionariedade da covariância, isto é, a covariância entre dois pares quaisquer $Z(\mathbf{x})$ e $Z(\mathbf{x}+\mathbf{h})$, separados por um vetor distância $\mathbf{h}$, existe e depende somente de $\mathbf{h}$. Então:

$$C(\mathbf{h}) = \text{Cov}[Z(\mathbf{x}), Z(\mathbf{x}+\mathbf{h})] = E[Z(\mathbf{x}).Z(\mathbf{x}+\mathbf{h})] - m^2, \forall \mathbf{x} \quad (3)$$

A estacionariedade da covariância também implica na estacionariedade da variância:

$$\text{Var}[Z(\mathbf{x})] = E[Z(\mathbf{x})^2] - m^2 = E[Z^2(\mathbf{x})] - 2.E[Z(\mathbf{x})].m + m^2 \quad (4)$$

ou ainda:

$$\text{Var}[Z(\mathbf{x})] = E[Z^2(\mathbf{x})] - 2m.m + m^2 = E[Z^2(\mathbf{x})] - m^2 = C(0) \quad (5)$$

Nesse caso, existência do variograma:

$$C(0) - C(\mathbf{h}) = \gamma(\mathbf{h}) = \frac{1}{2} E\{[Z(\mathbf{x}) - Z(\mathbf{x}+\mathbf{h})]^2\} \quad (6)$$

As considerações acima resumem a hipótese de estacionariedade de 2ª ordem. A covariância $C(\mathbf{h})$ e o semivariograma $\gamma(\mathbf{h})$ são ferramentas equivalentes para caracterizar a dependência espacial. Dessa forma, as restrições impostas à estacionariedade de 2ª ordem é que exista a covariância $C(\mathbf{h})$, a variância $\text{Var}[Z(\mathbf{x})]$ e também o semivariograma $\gamma(\mathbf{h})$.

Contudo, alguns fenômenos físicos têm capacidade infinita de dispersão, ou seja, a covariância não se estabiliza com a distância. Dessa forma, nesses casos não existem a covariância $C(\mathbf{h})$ e a variância $\text{Var}[Z(\mathbf{x})]$, porém existe o semivariograma $\gamma(\mathbf{h})$. Nestas situações, na geoestatística

adota-se uma hipótese de estacionariedade menos restritiva, denominada Intrínseca. Neste caso, admite-se também, como no caso da hipótese de estacionariedade de 2ª ordem, que $E[Z(\mathbf{x})] = m(\mathbf{x}) = m$, $\forall \mathbf{x}$ e que a variância das diferenças depende somente do vetor distância $\mathbf{h}$, isto é:

$$\text{Var}[Z(\mathbf{x}) - Z(\mathbf{x}+\mathbf{h})] = E\{[Z(\mathbf{x}) - Z(\mathbf{x}+\mathbf{h})]^2\} = 2\gamma(\mathbf{h}) \quad (7)$$

em que, $2\gamma(\mathbf{h})$ é o variograma, conforme definido anteriormente.

Satisfeitas as hipóteses de estacionariedade de 2ª ordem ou intrínseca, o semivariograma pode ser estimado a partir do dado amostral:

$$\hat{\gamma}(\mathbf{h}) = \frac{1}{2N(\mathbf{h})} \sum_{i=1}^{N(\mathbf{h})} [Z(\mathbf{x}_i) - Z(\mathbf{x}_i + \mathbf{h})]^2 \quad (8)$$

em que, $N(\mathbf{h})$ é o número de pares de pontos amostrais separados pelo vetor distância $\mathbf{h}$.

O gráfico $\gamma(\mathbf{h})$ versus $\mathbf{h}$ é conhecido como semivariograma experimental, sendo ilustrado na Figura 6. O semivariograma experimental apresentado possui características muito próximas do ideal. O seu padrão representa o que, intuitivamente, se espera de dados de campo, isto é, que as diferenças $\{Z(\mathbf{x}_i) - Z(\mathbf{x}_i + \mathbf{h})\}$ decresçam à medida que $\mathbf{h}$ diminui. É esperado que observações mais próximas geograficamente tenham um comportamento mais semelhante entre si do que aquelas separadas por maiores distâncias. Desta maneira, é esperado que $\gamma(\mathbf{h})$ aumente com a distância $\mathbf{h}$.

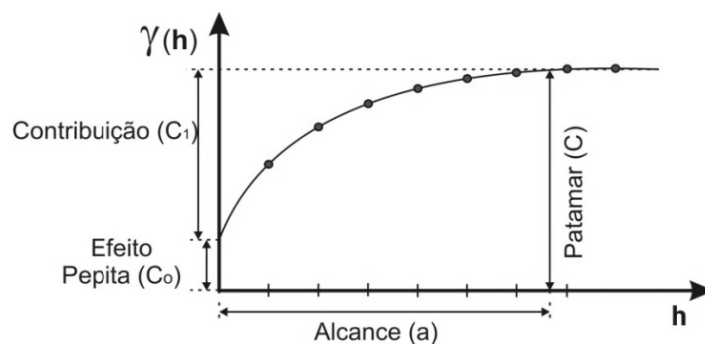


Figura 6 – Semivariograma Experimental.

Identificam-se os seguintes parâmetros no semivariograma (VICENTE, 2004):

- *Alcance (a):* medida em que a distância h é incrementada, a variabilidade aumenta até atingir um nível, se estabilizando a partir daí.
- *Patamar (C):* nível onde o variograma se estabiliza no alcance máximo. A partir deste ponto, considera-se que não haja mais dependência entre as observações.
- *Efeito Pepita (C_0):* este parâmetro revela a descontinuidade do semivariograma. Teoricamente $\gamma_0(0)=0$, ou seja, o valor do semivariograma para a distância $h = 0$ deveria ser 0 (zero), porém, na prática, isso não ocorre. Quando a distância h se aproxima de 0 (zero), $\gamma(h)$ se aproxima de um valor positivo, que é o C_0 , o qual revela a descontinuidade do semivariograma para distâncias muito próximas de 0, ou seja, para distâncias menores que a menor distância entre as observações.
- *Contribuição (C_1):* diferença entre o patamar (C) e o efeito pepita (C_0).

O procedimento de ajuste, do semivariograma experimental, não é direto e automático, como no caso de uma regressão, por exemplo, mas interativo, pois nesse processo o intérprete faz um primeiro ajuste e verifica a adequação ao modelo teórico. Resumidamente, os modelos de ajuste estão divididos em dois tipos (ISAAKS e SRIVASTAVA, 1989): modelos com patamar e modelos sem patamar. Modelos do primeiro tipo são referenciados na geoestatística como modelos transitivos, como o esférico, exponencial e gaussiano.

Modelos sem patamar não atingem uma estabilidade e continuam aumentando em função da distância. Tais modelos são utilizados para modelar fenômenos que possuem capacidade infinita de dispersão, como o modelo de potência. É o caso em que a estacionariedade intrínseca é satisfeita.

Em alguns casos, pode-se observar em amostras uma variabilidade espacial em direções diferentes, o que é chamado de anisotropia. Quando o fenômeno possui variabilidade espacial em todas as direções denomina-se isotrópico ou omnidirecional. A anisotropia pode ser detectada através da geração de variogramas de superfície e cálculo de semivariogramas para todas as direções, verificando os alcances diferentes. A direção de maior alcance apresenta continuidade espacial maior, sendo que a direção que faz um ângulo de 90° com a direção de maior alcance é o de menor continuidade.

Existem dois tipos de anisotropia: a geométrica e a zonal. A anisotropia geométrica ocorre quando o semivariograma da direção de maior e menor continuidade apresenta alcances diferentes, mas mantêm um mesmo patamar. Por outro lado, a anisotropia zonal ocorre quando os variogramas apresentam mesmo alcance e patamares diferentes.

Após a modelagem estrutural, o último passo é a aplicação da inferência por krigagem. Segundo Camargo et al. (1999), a krigagem engloba um conjunto de métodos de

estimação, que são: krigagem simples, ordinária, universal, indicadora, cokrigagem, krigagem disjuntiva, etc. Entretanto, a proposta deste trabalho limita-se somente à apresentação da krigagem ordinária, uma vez que se pretende aplicar essa abordagem de inferência espacial. Essa abordagem é descrita a seguir.

3.2.2.1. *Krigagem ordinária*

Segundo Isaaks e Srivastava (1989), é considerada linear uma vez que a sua estimativa é baseada numa combinação linear ponderada, o qual os pesos são calculados com base no semivariograma. As estimativas são consideradas não enviesadas e a variância é mínima. Segundo Camargo, Druck e Câmara (2004), a krigagem ordinária é um interpolador exato, uma vez que os valores interpolados irão coincidir com os valores dos pontos amostrais.

A krigagem ordinária é mais utilizada que a krigagem simples, uma vez que não exige o conhecimento da média (requer uma grande quantidade de amostragens), mas é pressuposto que se atenda a estacionariedade de primeira ordem (média constante). No caso em que a estacionariedade de primeira ordem não seja satisfeita outros métodos de krigagem podem ser utilizados, como a universal.

De acordo com Deutsch e Journel (1998), o estimador da krigagem ordinária é dada por uma combinação linear ponderada, descrita como sendo:

$$Z^*(\mathbf{x}) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(\mathbf{x}_i) \quad (9)$$

Na qual, Z , é uma variável regionalizada, como, por exemplo, uma propriedade física do solo, em n pontos distintos, com coordenadas representadas pelo vetor $\mathbf{x}$. Tem-se um conjunto de valores $\{Z(\mathbf{x}_i), i=1, \dots, n\}$, onde $\mathbf{x}_i$ identifica uma posição em duas dimensões representada pelos pares de coordenadas (x_i, y_i) . Supondo-se que o objetivo é estimar o valor de Z no ponto $\mathbf{c}$.

Minimizando a variância do erro ($\text{Var}[Z(\mathbf{x}_0) - Z^*(\mathbf{x}_0)]$) na condição de $\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1$, os pesos λ_i são obtidos a partir do seguinte sistema de equações, denominada sistema de krigagem ordinária:

$$\begin{cases} \sum_{i=1}^n \lambda_i C(\mathbf{x}_i, \mathbf{x}_j) - \alpha = C(\mathbf{x}_i, \mathbf{x}_0) & \text{para } i=1, \dots, n \\ \sum_{i=1}^n \lambda_i = 1 \end{cases} \quad (10)$$

em que, $C(x_i, x_j)$ e $C(x_i, x_0)$ são, respectivamente, a semivariância entre os pontos x_i e x_j e entre os pontos x_i e x_0 ; α é o multiplicador de Lagrange necessário para a minimização da variância do erro.

A correspondente variância minimizada do erro, denominada variância de krigagem ordinária ($\sigma_{k_0}^2$), é dada pela expressão (CARMARGO; DRUCK; CÂMARA, 2004):

$$\sigma_{k_0}^2 = \text{var}[Z(x) - Z^*(x_0)] = C(0) - \sum_{i=1}^n \lambda_i C(x_i, x_0) - \alpha \quad (11)$$

3.2.3. Superfícies de tendência

Uma superfície de tendência é aproximada por um ajuste polinomial aos dados, através de um processo de regressão múltipla entre os valores do atributo e as localizações geográficas. Essa função polinomial é então utilizada para estimar os valores dos pontos em todas as localizações de uma grade regular que aproxima a superfície (CAMARGO, FUCKS e CÂMARA, 2004).

A superfície obtida pelo ajuste polinomial é utilizada para descrever a tendência regional nos dados da superfície do relevo da planície de inundação. Essa tendência regional não é captada pela geoestatística e deve ser eliminada da representação do terreno uma vez que não se atende a estacionariedade da média, pressuposto da krigagem ordinária.

A função polinomial na qual o valor do atributo é expresso em função das coordenadas da superfície é expressa em duas ou três dimensões, ajustada pelo método dos mínimos quadrados. Exemplos incluem equações lineares do tipo (LANDIM e CORSI, 2001):

$$Z_i(x, y) = \alpha_1 + \alpha_2 x_i + \alpha_3 y_i + e_i(x_i, y_i) \quad (12)$$

e quadráticas do tipo:

$$Z_i(x, y) = \alpha_1 + \alpha_2 x_i + \alpha_3 y_i + \alpha_4 x_i y_i + \alpha_5 x_i^2 + \alpha_6 y_i^2 + e_i(x_i, y_i) \quad (13)$$

em que $Z_i(x, y)$ é a variável mapeada em função das coordenadas x_i e y_i ; e e_i representa os resíduos, ou seja, fonte não sistemática de variação; α_i representa os coeficientes que ajustam o modelo.

As superfícies de tendência buscam modelar a variação espacial em larga escala, considerando que a variabilidade local não é relevante. Neste modelo, a função de autocorrelação continua decaindo mesmo após ultrapassar a distância onde há influências locais, ou seja, a

covariância não se estabiliza com a distância e assim o fenômeno analisado é não-estacionário (CAMARGO, FUCKS e CÂMARA, 2004).

A remoção da tendência regional isola e enfatiza os componentes locais, que são representados pelos resíduos. A superfície de tendência pode ser vista como um filtro que elimina variações de grande porte e mantém a variabilidade local (ANDRIOTTI, 2003).

Problemas podem ser encontrados quando existem valores anômalos (outliers), principalmente quando existem poucas observações, ou flutuações locais podem levar a inconsistência na superfície ajustada. Em alguns casos, como em problemas de suavização, o interesse é pelo melhor ajuste dos dados e procura-se uma superfície de maior grau possível, o que pode elevar o tempo computacional (LANDIM e CORSI, 2001).

Uma das maneiras de avaliar a consistência da superfície de tendência é realizar a análise de variância (ANOVA) testando a estatística da distribuição F de Snedecor que aparece na tabela ANOVA (BUSSAB; MORETTIN, 2002). A estatística F é usada para verificar se os coeficientes do polinômio ajustado são diferentes de zero. Além disso, os resíduos devem seguir a distribuição normal.

Os processamentos relacionados com o MDE do SRTM foram apresentados. Em suma, a krigagem será utilizada como interpolador e a superfície de resposta para eliminar a tendência regional dos dados. Dessa forma, a geoestatística foi aplicada sobre os resíduos da superfície de tendência. A superfície de tendência também foi utilizada para eliminar a linha de declividade do rio Paraná dos modelos de elevação, possibilitando a análise dos processos de inundação.

A seguir, é apresentada a fundamentação teórica referente às características dos sensores remotos e os processamentos nas imagens de sensoriamento remoto.

3.3. Caracterização e processamento de imagens digitais

A seguir apresentam-se as características dos tipos de dados utilizados e os processamentos adotados nesse trabalho.

3.3.1. Princípios de processamento de imagens aéreas digitais

Apresenta-se aqui, alguns conceitos relacionados com procedimentos da fotogrametria que foram utilizados no presente trabalho para processamento das imagens aéreas adquiridas.

A fotogrametria, segundo Andrade (2003), pode ser entendida como uma ciência e tecnologia de obter informações confiáveis através de processos de registros, interpretação e mensuração de imagens, podendo gerar com esses procedimentos diversos produtos cartográficos, dentre eles o MDE, que é necessário para o estudo na planície de inundação. Os procedimentos da fotogrametria foram aplicados para geração do MDE e ortorretificação das fotografias aéreas.

A partir das fotografias pode-se obter o posicionamento de pontos no terreno e mapear feições ou temas do objeto fotografado, tais como: casas, redes viárias, culturas, redes de drenagem etc. O posicionamento dos pontos é obtido através do método de fototriangulação, enquanto que a transferência de informações para o mapa ou carta, é realizada através da restituição (ANDRADE, 2003).

Segundo Lugnani (1987), a fototriangulação é o método fotogramétrico de determinação de coordenadas do espaço objeto (terreno) através da relação geométrica de fotos adjacentes, pontos de controle de campo e conjunto de parâmetros aproximados. A restituição é a reconstrução do terreno fotografado, cujo resultado é um modelo óptico tridimensional, também conhecido como estereomodelo (ANDRADE, 2003).

É sobre os estereomodelos que os restituidores fotogramétricos, aparelho capaz de reproduzir um modelo óptico tridimensional, podem medir coordenadas do terreno. Para a geração dos estereomodelos são necessárias as operações de orientação interna e externa. A orientação interna é a recuperação da posição da fotografia em relação à câmera, permitindo a reconstrução do feixe perspectivo que gerou as fotografias, enquanto que a orientação exterior permite a recuperação da posição e atitude de cada aerofoto segundo um referencial terrestre (ANDRADE, 1998).

Após a avaliação da qualidade das fotografias aéreas, as estações fotogramétricas podem ser usadas para extração de modelos tridimensionais de terreno. As informações de controle no terreno, calibração da câmera e a fototriangulação podem ser utilizadas para gerar uma grade regular de valores de elevação dentro de cada modelo estéreo. O programa realiza automaticamente o processo de estereocorrelação e calcula a paralaxe (informação de elevação relativa) associada a cada posição no modelo (JENSEN, 2000).

Convém mencionar que não é foco deste trabalho apresentar os conceitos e fundamentos da fotogrametria de forma aprofundada e que os modelos matemáticos envolvidos no processo não são apresentados. Mais detalhes podem ser encontrados em Andrade (2003) e Wolf e Dewitt (2000).

3.3.2. Caracterização de dados de sensores orbitais

Os dados de sensores orbitais utilizados nesse trabalho são as imagens MSS e TM/Landsat, dados do mosaico Geocover de 2000 e imagens MODIS/TERRA. As imagens MSS e TM foram utilizadas para o mapeamento da cobertura vegetal da planície de inundação. A imagem do mosaico Geocover foi utilizada como imagem de referência para o georreferenciamento das outras cenas MSS e TM. Por fim, as imagens MODIS foram utilizadas para recuperação de parâmetros atmosféricos necessários para a correção atmosférica das imagens TM.

As características desses produtos são apresentadas a seguir.

3.3.2.1. Sensor MSS e TM/Landsat

O programa Landsat é uma missão de uma série de satélites de observação da Terra criada pela NASA e o USGS. Desde 1972, os satélites Landsat têm coletado continuamente informações sobre a superfície do planeta.

Seus primeiros satélites, Landsat 1, 2 e 3, tinham como principal sensor o Multispectral Scanner (MSS) de 79 m de resolução espacial, 6 bits de resolução radiométrica, resolução temporal de 18 dias (Tabela 2).

Tabela 2 – Características do sensor MSS

Bandas espectrais	Intervalo espectral (μm)	Resolução espacial (m)	Resolução radiométrica (bits)
4	0,5-0,6 (verde)	79	6
5	0,6-0,7 (vermelho)		
6	0,7-0,8 (infravermelho próximo)		
7	0,8-1,1 (infravermelho próximo)		
8	10,4-12,6 (infravermelho termal)	240	

Fonte: Lillesand, Kiefer e Chipman (2004).

Posteriormente, os satélites Landsat 4 e 5 foram equipados com o sensor Thematic Mapper (TM), com aumento da resolução espacial e radiométrica. O sensor Enhanced Thematic Mapper (ETM+), instalado a bordo do Landsat 6 e 7, também inclui uma banda pancromática de resolução de 15 m (RICHARDS; JIA, 1999).

Atualmente, o Landsat 5 é o único em operação. Desde seu lançamento em 1984, vem coletando imagens da superfície terrestre, superando quaisquer estimativas de tempo útil de vida do satélite. Está operando em altitude de 705 km, sob órbita quase polar, descendente,

passando no equador as 9:30 h UTC (Universal Time Greenwich), com resolução temporal de 16 dias. A cena de imageamento, tanto para o sensor MSS quanto para o TM, é de 185x185 km.

A seguir, na Tabela 3, apresentam-se algumas características do sensor TM/Landsat.

Tabela 3 – Características do sensor TM

Bandas espectrais	Intervalo espectral (μm)	Resolução espacial	Resolução radiométrica
1	0,45-0,52 (azul)	30	8
2	0,52-0,60 (verde)		
3	0,63-0,69 (vermelho)		
4	0,76-0,90 (infravermelho próximo)		
5	1,55-1,75 (infravermelho médio)	120	
6	10,4-12,5 (infravermelho termal)		
7	2,08-2,32 (infravermelho médio)	30	

Fonte: Richards e Jia (1999)

Dessa forma, o sensor TM, acoplado no satélite Landsat 5, apresenta características adequadas para a proposta do presente trabalho, além de ser o único que possui uma série histórica relativamente longa para detecção de mudanças.

3.3.2.2. Mosaico Geocover

O GeoCover Landsat é uma coleção de imagens de satélite de média resolução espacial, ortorretificados, cobrindo toda a superfície terrestre do mundo (exceto Antártica). Esses dados têm sido utilizados no mapeamento da cobertura do solo e monitoramento da cobertura vegetal, permitindo o uso em uma ampla gama de atividades, incluindo a avaliação ambiental, planejamento, gestão das terras e muitas atividades de investigação em ciências da Terra.

Os dados ortorretificados e corrigidos do Landsat Multispectral Scanner (MSS), Thematic Mapper (TM) e Enhanced Thematic Mapper (ETM+) são de três períodos: antes de 1970, cerca de 1990 e 2000, respectivamente (TUCKER, GRANT e DYKSTRA, 2004).

Para o mosaico 2000 foram utilizadas as bandas 3, 4 e 7 do ETM+, associando ao sistema de cores azul, verde e vermelho, respectivamente. Os mosaicos possuem projeção UTM, sistema de referência WGS84 e resolução espacial de 14,25 m. A resolução espacial de 14,25 m é obtida através da interpolação por convolução cúbica. As imagens apresentam erro médio quadrático menor que 50 m (TUCKER, GRANT e DYKSTRA, 2004).

Dessa forma, na indisponibilidade de outro tipo de documento cartográfico confiável na planície de inundação, essas imagens apresentam características adequadas como referência para o georreferenciamento das cenas MSS e TM.

3.3.2.3. Sensor MODIS/Terra

O sensor MODIS (*Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer*) é o principal instrumento das plataformas Terra e Aqua. Foi projetado para fornecer uma série de observações globais da superfície terrestre, oceano e atmosfera nas regiões do visível e infra-vermelho do espectro eletromagnético, cobrindo a terra a cada 2 dias.

O instrumento do MODIS possui alta resolução radiométrica (12 bits) em 36 bandas espectrais contidas nos intervalos de 0,4 a 14,4 μm do espectro eletromagnético. Duas bandas são adquiridas com resolução de 250 m, outras cinco com resolução de 500 m e as demais com 29 bandas em 1 km. A abertura da varredura de é 55°, na altitude de 705 km, recobrindo uma faixa de 2.330 km (SOARES, BATISTA e SHIMABUKURO, 2007).

A plataforma Terra é o nome dado a primeira plataforma do EOS, lançada em 18 de dezembro de 1999. A órbita é quase-polar com inclinação de 98,2° e heliossíncrona com passagem pelo Equador às 10:30 h (UTC), com orbita descendente.

As bandas espectrais foram selecionadas em função dos comprimentos de onda, escolhidos para observação de feições das propriedades das nuvens e sua dinâmica, das propriedades da vegetação na cobertura terrestre e da temperatura dos oceanos no mundo (SOARES, BATISTA e SHIMABUKURO, 2007). A partir das características das bandas foram gerados 44 produtos iniciais do MODIS.

Em relação às aplicações atmosféricas, a recuperação de dados atmosféricos é possível graças ao sensor MODIS, pois algumas bandas espectrais do sensor foram selecionadas visando caracterização da atmosfera, remoção dos efeitos atmosféricos nas observações da superfície e o fornecimento de medições de atributos atmosféricos (VERMOTE e VERMEULEN, 1999). Assim, é possível a partir do MODIS inferir parâmetros atmosféricos da superfície terrestre, como a de aerossóis (CORREIA et al., 2007), perfis atmosféricos (temperatura, umidade, ozônio, etc) (SOUZA, 2007) e propriedades físicas e radiativas de nuvens (ANGELIS e MACHADO, 2007).

Dessa forma, os parâmetros atmosféricos recuperados pelo MODIS são adequados para modelos mais acurados de correção atmosférica de imagens orbitais.

3.3.3. Correções geométricas em imagens digitais

Segundo Richards e Jia (1999), a correção das distorções geométricas de imagens é tão importante quanto à correção radiométrica. Alguns fatores podem causar distorções geométricas: rotação da Terra durante a aquisição da imagem, a finita taxa de varredura de alguns sensores, o amplo campo de visada de alguns sensores, a curvatura da Terra, sensores não ideais, variação na altitude, atitude e velocidade das plataformas e efeitos panorâmicos relacionados com a geometria da imagem.

De acordo com Lillesand, Kiefer e Chipman (2004), o processo de correção geométrica é normalmente implementada em dois procedimentos. Inicialmente, são corrigidas as distorções sistemáticas e, posteriormente, as aleatórias.

A distorção sistemática é efetiva quando os tipos de distorções são bem caracterizados, sendo facilmente corrigido aplicando-se modelos matemáticos, como por exemplo, a correção do efeito *skew*, causado pelo movimento de rotação da Terra. A correção das distorções aleatórias e residuais da sistemática pode ser realizada através de modelos matemáticos, através de pontos de controle identificados na imagem com coordenadas correspondentes no terreno (LILLESAND, KIEFER e CHIPMAN, 2004; RICHARDS e JIA, 1999).

Além de todas as distorções geométricas, quando se trabalha com dados de diferentes fontes, como o caso do trabalho, é necessário que todas as imagens estejam georreferenciadas sob um mesmo sistema de referência.

Alguns bons pontos de controle são intersecções de rodovias e estradas e contorno de feições. No processo de correção os pontos de controle são posicionados nas duas imagens em termos de coordenadas (linha, coluna), de forma que tenham correspondência na imagem distorcida e na imagem com coordenadas do terreno (pode ser um mapa ou pontos coletados por GPS, em termos de coordenadas UTM ou latitude e longitude). Esses valores são submetidos a uma regressão pelo método dos mínimos quadrados para determinar os coeficientes das duas equações de transformação de coordenadas, expresso da seguinte forma (LILLESAND, KIEFER e CHIPMAN, 2004):

$$x=f_1(X,Y) \text{ e } y=f_2(X,Y) \quad (14)$$

na qual:

(x,y): coordenadas das imagens distorcidas (coluna, linha);

(X,Y): coordenadas corretas (mapa)

f1, f2: funções de transformação

Geralmente, uma transformação polinomial de primeira ordem é capaz de modelar uma rotação, escala e translação, que dependente do número de pontos de controle usados, e apresentam normalmente menores distorções geométricas e tem baixo custo computacional (EASTMAN, 2006). Para uma transformação AFIM são necessários, no mínimo, três pontos de controle para determinar os seis parâmetros de transformação. Quando se usa mais de três pontos de controle, maior é a redundância e os parâmetros são estimados por mínimos quadrados (LILLESAND, KIEFER e CHIPMAN, 2004).

Após a transformação da posição dos pixels é necessário a determinação dos valores de brilho de cada pixel. O processo de reamostragem mais comum é a interpolação por vizinho mais próximo, em que todo pixel da imagem registrada recebe o nível de cinza do pixel mais próximo da imagem original. A principal vantagem é que ele preserva o valor de brilho da imagem original (RICHARDS e JIA, 1999).

3.3.4. Correções radiométricas em imagens TM/Landsat

A correção radiométrica aqui referida está relacionada com as transformações dos valores de brilho originais da imagem para fatores de reflectância bidirecional de superfície (FRBS). A conversão para reflectância real possibilita a caracterização dos alvos em termos espectrais e a comparação no tempo.

O processo de correção radiométrica corresponde à conversão dos números digitais para valores de reflectância aparente, à correção atmosférica de uma imagem de referência e a normalização radiométrica das outras imagens com base na cena de referência.

3.3.4.1. Conversão dos números digitais para reflectância aparente

A conversão para valores físicos permite a caracterização espectral dos alvos, bem como a realização de cálculos que incluem dados de imagens de diferentes bandas espectrais ou de diferentes sensores.

O fluxo de energia eletromagnética incidente na superfície terrestre é denominado irradiância (E) e pode ser determinado para cada comprimento de onda.

Um sensor, acoplado a uma plataforma orbital ou aerotransportada, é capaz de registrar a intensidade de fluxo de energia refletida da superfície terrestre. Essa intensidade de fluxo de energia médio é denominado radiância (L).

A radiância pode ser expressa pela Equação 15 (CHANDER e MARKHAM, 2003):

$$L_{\lambda} = L_{min(\lambda)} + (L_{max(\lambda)} - L_{min(\lambda)}) * ND_{\lambda} / 2^x \quad (15)$$

em que:

L_{λ} : radiância espectral ($W.(cm^2.sr.\mu m)^{-1}$)

$L_{min(\lambda)}$: radiância espectral mínima ($W.(cm^2.sr.\mu m)^{-1}$)

$L_{max(\lambda)}$: radiância espectral máxima ($W.(cm^2.sr.\mu m)^{-1}$)

ND_{λ} : Valor do pixel em número digital ou valor de brilho

X: número de bits de cada pixel

Verifica-se que a transformação para valores de radiância aparente é baseada em uma função linear, a partir dos valores de L_{min} e L_{max} , relacionados com a sensibilidade que o sensor é capaz de registrar, para cada banda espectral.

Os valores de L_{min} e L_{max} ou ganho e offset são encontrados facilmente na literatura ou em documentos das empresas responsáveis pelo satélite. Esses valores são constantemente atualizados devido ao deterioramento dos detetores, permitindo conversões seguras dos ND para valores de radiância (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007).

Entretanto, a radiância registrada pelo sensor é dependente da quantidade de energia irradiante do Sol. Assim, quanto maior a irradiância, maior a radiância. Isso inviabiliza qualquer caracterização espectral do objeto.

Nesse caso a reflectância passa a assumir papel de destaque já que se eliminam os efeitos da irradiância. A reflectância é expressa pelos fatores de reflectância. Quando se calcula a reflectância a partir da radiância bidirecional aparente, pode-se dizer que o mesmo é o fator de reflectância bidirecional aparente.

O cálculo do fator de reflectância bidirecional aparente é dado por (CHANDER e MARKHAM, 2003):

$$\rho_p = \frac{\pi L_{\lambda} d^2}{ESUN_{\lambda} \cos \theta_s} \quad (16)$$

em que:

ρ_p : reflectância aparente

L_{λ} : radiância aparente

d: distância sol-terra, em unidades astronômicas

$ESUN_{\lambda}$: irradiância espectral média do sol no topo da atmosfera ($W.(cm^2.sr.\mu m)^{-1}$)

θ_s : ângulo solar zenital em graus

Para se obter a reflectância real ou os fatores de reflectância bidirecional (FRB) de superfície é necessário eliminar os efeitos da atmosfera sobre os valores de reflectância aparente. O processo de correção desses efeitos é apresentado a seguir.

3.3.4.2. Correção atmosférica

As imagens de sensores remotos são produtos da interação da energia eletromagnética com a atmosfera e com a superfície terrestre. A atmosfera possui diversos constituintes (moléculas, gases, poeira) que interagem e influenciam na resposta espectral captada pelos sensores remotos.

O sinal da radiação eletromagnética captada por satélites no espectro eletromagnético é modificado pelo processo de espalhamento e absorção por gases e aerossóis, durante o caminho percorrido na atmosfera da superfície terrestre até o sensor (SONG et al., 2001). A combinação desses dois efeitos é denominada atenuação atmosférica. Contudo, o processo de absorção é minimizado uma vez que os sensores multiespectrais procuram trabalhar fora das regiões do espectro de influência, nas chamadas janelas atmosféricas.

Dessa forma, o espalhamento é o mecanismo dominante na atenuação atmosférica em imagens (RICHARDS e JIA, 1999). O espalhamento é a combinação do espalhamento molecular (Rayleigh) e por aerossóis (Mie). O espalhamento Rayleigh é influenciado por comprimentos de ondas proporcionalmente a λ^{-4} . Assim, o comprimento de onda relativo a faixa do azul sofre mais influência do espalhamento Rayleigh do que comprimentos de ondas maiores, como no vermelho. O espalhamento Mie depende menos fortemente do comprimento de onda e está relacionado com aerossóis e partículas (fumaça, névoa, poeira) (SCHOWENGERDT, 2007). Segundo Richards e Jia (1999), o espalhamento não-seletivo é causado por grandes partículas (neblinas, nuvens) e não dependem do comprimento de onda.

Segundo Latorre (1998), atualmente, existem na literatura diversos métodos de correção atmosférica aplicados em dados hiperespectrais e multiespectrais. Para uma melhor compreensão pode-se dividi-los em métodos alternativos e físicos.

Ainda de acordo com o autor, os métodos alternativos são aqueles que utilizam informações intrínsecas das próprias imagens, ou seja, utilizam “pixels” que são representativos de feições específicas. São correções que não dependem de parâmetros atmosféricos ou de dados da superfície, mas de informações da própria imagem para determinar a contribuição da atmosfera em cada banda espectral. Uma de suas limitações consiste na exigência de alvos específicos nas imagens analisadas.

Algumas das técnicas mais conhecidas são o método DOS (*Dark Object Subtration*) (CHAVEZ, 1988; 1996), histograma mínimo (RICHARDS e JIA, 1999), *matching* do histograma ou redução do contraste, que segundo Polidorio et al. (2005), esses métodos tentam minimizar os efeitos causados pelo espalhamento atmosférico.

Entretanto, os métodos físicos, baseados em modelos de transferência radiativa podem corrigir os efeitos atmosféricos de forma mais acurada (SONG et al., 2001). Contudo, essas correções requerem acuradas medidas de propriedades ópticas da atmosfera no momento da aquisição da imagem. Alguns dos modelos de transferência radiativa mais utilizados são o *Simulation the Satellite Signal in the Solar Spectrum* (5S) (TANRÉ et al., 1990), *Second Simulation the Satellite Signal in the Solar Spectrum* (6S) (VERMOTE et al., 1997), *Moderate Atmospheric Radiance and Transmittance* (MODTRAN) (BERK; BERNSTEIN; ROBERTSON, 1989⁶) e *Atmospheric REMoval Program* (ATREM) (GAO; HEIDEBRECHT; GOETZ, 1999⁷).

Com o objetivo de remover os efeitos atmosféricos de imagem de sensoriamento remoto Zullo Junior (1994) desenvolveu um sistema computacional denominado **Sistema de Correção Radiométrica de Imagens de Satélite** (SCORADIS) baseado na teoria do modelo 5S.

O modelo 5S foi desenvolvido por pesquisadores do Laboratório de Óptica Atmosférica de Lille, na França, com o objetivo de estimar o sinal recebido pelos satélites no espectro solar (0,25 a 4,0 μm) na ausência de nuvens. O 5S considera que as perturbações causadas pela atmosfera devam-se à atuação dos processos de espalhamento e absorção na trajetória da radiação solar em direção à superfície da terra e no caminho da radiação refletida para os satélites. Considerando uma superfície de reflectância Lambertiana, a reflectância aparente do pixel é estimada levando em conta os efeitos da absorção por gases e espalhamento por moléculas e aerossóis (TANRÉ et al., 1990).

Entretanto, as mensurações dos componentes ópticos presentes na atmosfera no momento da aquisição da imagem são freqüentemente indisponíveis ou sua qualidade questionável, o que torna difícil a rotina de correção atmosférica através dos modelos de transferência radiativa (SONG et al., 2001).

Nesse sentido, diversos algoritmos vêm sendo desenvolvidos para obtenção de parâmetros atmosféricos, principalmente através de imagens adquiridas com alta resolução espectral e temporal, como o sensor MODIS, acoplado à plataforma Terra e Aqua. As bandas espectrais deste sensor estão localizadas em função de um comprimento de onda, cuidadosamente

⁶ BERK, A; BERNSTEIN, L.S.; ROBERTSON; D. C. MODTRAN: **A moderate resolution model for LOWTRAN7**. Final report, GL-TR-0122, AFGL, Hanscomb AFB, MA, 1989. 42p.

⁷ GAO, B.C.; HEIDEBRECHT, K.B.; GOETZ, A.F.H. **ATmosphere REMoval Program (ATREM) User's Guide**, Version 3.1. CSER/CIRES/University of Colorado. Boulder. 1999

escolhido para a observação de feições das propriedades dos componentes presentes na atmosfera, como nuvens, gases, entre outros.

Nesse contexto, alguns trabalhos vêm seguindo essa vertente, como de Nascimento e Jullo Junior (2007) e Mercante (2007), em que utilizaram parâmetros atmosféricos (espessura óptica, concentração de ozônio e vapor d'água) derivados de imagens do sensor MODIS/Terra para correção atmosférica de imagens do sensor AVHRR/NOAA e TM/Landsat, respectivamente, utilizando o aplicativo SCORADIS.

3.3.4.3. Normalização radiométrica

Com repetida cobertura, a consistência radiométrica entre duas imagens é alterada devido aos diferentes efeitos das condições atmosféricas, variação no ângulo de iluminação solar e coeficientes da calibração dos diferentes sensores. Entre vários aspectos do pré-processamento de imagens para detecção de mudanças na cobertura da terra dois procedimentos são necessários: registro de imagens multitemporais e calibração radiométrica (DU; TEILLET e CIHLAR, 2002).

A normalização radiométrica pode ser definida como o ajuste das radiâncias contidas nas imagens, obtidas em diferentes datas de passagem do satélite, para similares condições atmosféricas, tendo como referência uma das passagens (MOREIRA, 2005).

O processo de conversão do valor de número digital (ND) para valores com significado físico, como reflectância de superfície, não é suficiente para permitir a caracterização espectral ao longo do tempo do objeto, uma vez que os FRBs contêm influência de variações não lineares da sensibilidade dos detectores ao longo do tempo e da variação de geometria de iluminação que não são totalmente corrigidas durante a conversão (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007).

A normalização radiométrica é baseada na suposição de uma relação linear entre bandas de uma imagem no tempo. A relação linear pode ser determinada a partir de mensurações radiométricas de feições não invariantes (PIFs) nas imagens, que são objetos espacialmente bem definidos e radiometricamente estáveis (SONG et al., 2001).

A utilização de normalização radiométrica ou relativa absoluta apresenta melhores resultados em relação à correção absoluta (correção atmosférica) ou parcial (reflectância aparente) na detecção de mudanças de séries temporais (SCHROEDER et al., 2006). Outra vantagem da normalização radiométrica é que todas as imagens da série temporal podem ser convertidas para reflectância real, enquanto que a correção atmosférica é feita simultaneamente, desde que a

imagem de referência esteja em unidades de reflectância de superfície. Nesse caso, a normalização é conhecida como correção atmosférica relativa.

Um dos métodos mais utilizados é proposta por Hall et al. (1991), que se baseia em dois passos (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007): 1) aquisição de um conjunto de pixels invariantes no tempo caracterizado pela baixa ou nenhuma variação em seus valores de reflectância média entre as imagens. 2) determinação empírica dos coeficientes para transformação linear de todas as imagens em relação aos dados de referência. Os PIFs são compostos por pixels escuros e claros, adquiridos no espaço greenness-brightness, a partir da transformação Tasseled Cap, proposto por Kauth e Thomas (1976)⁸.

Embora o método proposto por Hall et al. (1991) apresente bons resultados, alguns problemas podem ocorrer (DU; TEILLET e CIHLAR, 2002). A primeira está relacionada com a inspeção visual, que é um método subjetivo na seleção dos PIFs. Outro problema é a obtenção de um ganho menor que um ou offset menor que zero, que resulta em perda de informação radiométrica na transformação linear.

Outras abordagens de obtenção dos PIF vêm sendo desenvolvidas. Du, Teillet e Cihlar (2002) utilizaram análise de componentes principais para obtenção das feições invariantes no tempo. Nielsen, Conradsen e Simpson (1998) desenvolveram uma técnica de detecção automática dos pixels invariantes em imagens de diferentes datas a partir de análise de correlação canônica, denominada Multivariate Alteration Detection (MAD).

Canty, Nielsen e Schmidt (2004) utilizaram com sucesso o MAD para imagens obtidas pelos sensores TM e ETM+/Landsat e HRV/SPOT. Os autores utilizaram o método de regressão ortogonal para ajustar uma transformação linear para correção das imagens em relação à de referência. A metodologia de ajuste usualmente utilizada, regressão simples baseada em mínimos quadrados, permite mensurar o erro ou incerteza para apenas uma variável. Para a normalização radiométrica, ambas variáveis envolvidas possuem incerteza associada, tornando a utilização da regressão ortogonal adequada, uma vez que o método permite que os dados sejam tratados simetricamente, ou seja, permite estimar os erros nas duas variáveis.

Schroeder et al. (2006) realizou uma comparação entre diferentes métodos de correção atmosférica e normalização radiométrica para estudos temporais. Contrariando a teoria, o modelo de transferência radiativa 6S apresentou resultados piores em comparação ao *Dark Object Subtraction* (DOS) e o *Modified Dense Dark Vegetation* (MDDV). Claramente, a correção relativa a

⁸ KAUTH, R. J.; THOMAS, G. S. The tasseled cap – a graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen in Landsat. In: **Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data**. West Lafayette, Indiana, 1976, p.41-51.

partir da normalização radiométrica utilizando o MAD apresentou resultados mais consistentes em relação às imagens com apenas correção atmosférica.

Canty e Nielsen (2008) e Nielsen (2007) desenvolveram uma extensão do MAD denominada IR-MAD (iteratively re-weighted MAD), que consiste na padronização iterativa das variáveis a partir do cálculo da variância dos pixels invariantes. O método tem se mostrado superior ao MAD convencional quando as cenas apresentam grandes mudanças, representando uma pequena quantidade de pixels invariantes.

Dessa forma, o MAD foi utilizado para normalização radiométrica das cenas TM, utilizando como referência uma cena TM corrigida dos efeitos atmosféricos.

3.3.5. Transformações radiométricas em imagens digitais

Muitas vezes, somente a informação espectral das bandas não é capaz de separar as classes de informação de interesse num processo de classificação. Nesse sentido, diversos indicadores da vegetação têm sido propostos, como índices de vegetação e de textura, buscando realçar características biofísicas ou contextuais. Além disso, transformações baseadas em mistura espectral permitem a redução do espaço dimensional, fornecendo informações de componentes de interesse.

Dessa forma, as transformações radiométricas aplicadas nesse trabalho são apresentadas a seguir.

3.3.5.1. Índices de vegetação

Diversos índices de vegetação têm sido propostos na literatura com o objetivo de explorar as propriedades espectrais da vegetação, especialmente nas regiões do visível e no infravermelho próximo. Estes índices são relacionados com parâmetros biofísicos da cobertura vegetal, como biomassa e índice de área foliar, além de minimizarem efeitos de iluminação da cena, declividade da superfície e geometria de aquisição que influenciam os valores de reflectância de vegetação (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007).

Rouse et al. (1973⁹ apud PONZONI e SHIMABUKURO, 2007) normalizaram a razão simples para o intervalo de -1 a 1, propondo o índice de vegetação da diferença normalizada (NDVI).

⁹ ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. Monitoring vegetation systems in the great plain with ERTS. In: Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, 3, 1973. Proceedings. Washington, 1973, v.1, Sec.A, p.309-317.

Para os alvos terrestres, o limite inferior torna-se aproximadamente 0 e o limite superior aproximadamente 0,8. A normalização é realizada pela Equação 17.

$$NDVI = (\rho_{ivp} - \rho_v) / (\rho_{ivp} + \rho_v) \quad (17)$$

em que:

ρ_{ivp} : reflectância no infravermelho-próximo

ρ_v : reflectância no vermelho

Os maiores valores de NDVI estão relacionados com áreas com maiores quantidades de vegetação fotossinteticamente ativa, enquanto que os objetos mais escuros representam as áreas com menor quantidade de vegetação.

Como ferramenta de monitoramento da vegetação o NDVI é utilizado para construir perfil sazonal e temporal das atividades da vegetação.

3.3.5.2. Índices de textura

Os índices de vegetação são utilizados no monitoramento das propriedades biofísicas da vegetação. Contudo, análises por pixel não fornecem nenhuma informação sobre a natureza dos pixels do entorno, como posição e características contextuais. Nesse sentido, princípios da ecologia da paisagem têm sido empregados no desenvolvimento de indicadores que incorporam dados de sensoriamento remoto na avaliação do vigor e diversidade da vegetação (JENSEN, 2000).

Segundo Turner (1989), de uma série de indicadores, os índices de diversidade espacial e fragmentação da paisagem parecem refletir, adequadamente, o grau de variabilidade da paisagem e, conseqüentemente, revelar as tendências gerais da influência das atividades humanas sobre o mosaico da paisagem.

O índice de fragmentação da paisagem é um operador de contexto que calcula um valor numérico com base na variabilidade espacial observada em uma janela de matriz quadrada (GALO, 2000). O índice de fragmentação é calculado pela seguinte expressão (MONMONIER, 1974¹⁰ apud EASTMAN, 2006):

¹⁰ MONMONIER, M.S. Measures of pattern complexity for choropleth maps. *The American Cartographer*, 1, 2, 1974, p.159-169.

$$F = (n-1)/(c-1) \quad (18)$$

em que, n é o número de pixels com diferentes atributos (valores radiométricos atribuídos aos pixels) presentes em uma janela quadrada de número de pixels c (9,25, 49,...).

Segundo Galo (2000), o índice de fragmentação da paisagem é uma medida local de textura. Se os atributos não se repetem na janela, o valor calculado para o pixel central será máximo (F=1,0). Caso contrário, se todos os pixels da janela tiverem o mesmo atributo o índice calculado no pixel central é nulo (F=0), ou seja, não ocorre variabilidade espacial na região analisada.

3.3.5.3. *Modelo linear de mistura espectral*

Cada elemento de resolução espacial ou pixel é uma média da energia eletromagnética refletida ou emitida pelos objetos da superfície terrestre e captada pelo sensor. Essa média é, na realidade, uma mistura da resposta de diversos componentes da superfície terrestre, conhecida como mistura espectral. Por exemplo, cada elemento de resolução espacial das imagens TM/Landsat (30x30m), pode conter uma proporção de diversos componentes, como vegetação, solo, água, etc. Dessa forma, quanto menor for a resolução espacial, maior será o efeito da mistura espectral, considerando os mesmos alvos na superfície.

Dessa forma, o modelo linear de mistura espectral é fundamentado no pressuposto que, para cada elemento de resolução espacial, a resposta espectral, em qualquer banda de um sensor, pode ser escrita como uma combinação linear das respostas espectrais de cada componente presente na mistura (SHIMABUKURO e SMITH, 1991; PONZONI e SHIMABUKURO, 2007). Assim, cada pixel da imagem, que pode assumir um valor de reflectância, contém informações sobre a proporção e resposta espectral de cada componente (SHIMABUKURO e SMITH, 1991). O modelo linear de mistura espectral pode ser escrito como:

$$\begin{aligned} r_1 &= a_{11} x_1 + a_{12} x_2 + \dots + a_{1n} x_n + e_1 \\ r_2 &= a_{21} x_1 + a_{22} x_2 + \dots + a_{2n} x_n + e_2 \\ &\vdots \quad \quad \quad \vdots \quad \quad \quad \vdots \quad \quad \quad \vdots \quad \quad \quad \vdots \\ r_i &= a_{i1} x_1 + a_{i2} x_2 + \dots + a_{in} x_n + e_i \end{aligned}$$

Ou,

$$r_i = \sum_{j=1}^n (a_{ij} x_j) + e_i \quad (19)$$

Em que:

r_i = Reflectância espectral média para a i -ésima banda espectral;

a_{ij} = Reflectância espectral da j -ésima componente no pixel para a i -ésima banda espectral;

x_j = Valor da proporção da j -ésima componente no pixel;

e_i = Erro para a i -ésima banda espectral;

$j = 1, 2, \dots, n$ (n = número de componentes assumidos para o problema);

$i = 1, 2, \dots, m$ (m = número de bandas espectrais para o sistema sensor).

As imagens fração são os resultados gerados pelo modelo linear de mistura espectral e representam as proporções dos componentes da mistura. Normalmente as componentes geradas nas imagens fração são a vegetação, solo e sombra/água. A abordagem de análise de mistura espectral vem sendo empregadas com sucesso na classificação da cobertura da terra (LU et al., 2004; LU, MORAN e BATISTELLA, 2003; ADAMS et al., 1995; SHIMABUKURO; SMITH, 1991), mudanças na cobertura vegetal (HAERTEL, SHIMABUKURO e ALMEIDA-FILHO, 2004; CARREIRAS, SHIMABUKURO e PEREIRA, 2002; ROGAN, FRANKLIN e ROBERTS, 2002), mapeamento dos habitats de planície de inundação (NOVO; SHIMABUKURO, 1997).

Assim como componentes principais, as imagens fração podem ser consideradas uma alternativa para redução da dimensionalidade dos dados e para realce das informações. Segundo Small (2004), 98% da variância dos dados espectrais das bandas do sensor ETM+ pode ser representado no espaço de mistura espectral tridimensional e 90% é representada pelo espaço bidimensional.

Em virtude disso, o modelo de mistura espectral foi aplicado sobre as bandas do TM para gerar imagens fração que foram utilizadas como plano de entrada na classificação. Além da classificação, o MLME foi aplicado na análise dos processos de inundação, buscando encontrar fluxos preferenciais das águas na planície.

3.3.6. Classificação de imagens digitais

O objetivo da classificação de imagens é categorizar automaticamente todos os pixels da imagem em classes ou temas de cobertura da terra. Normalmente, dados multiespectrais são utilizados na classificação e os valores de cada pixel são utilizados como base numérica para categorização dos padrões espectrais (LILLESAND, KIEFER e CHIPMAN, 2004).

Os métodos de classificação digital de imagens podem ser categorizados em: classificação supervisionada, não-supervisionada e híbrida (LILLESAND, KIEFER e CHIPMAN, 2004).

Na classificação supervisionada, os pixels são categorizados especificando, para o algoritmo, descrições numéricas dos vários tipos de cobertura presentes na cena. Para fazer isso, amostras representativas do tipo de cobertura conhecida, chamada área de treinamento, são usadas para agregar atributos espectrais em cada feição de interesse. Cada pixel nos dados de entrada é comparado numericamente com cada categoria e codificada com a categoria que é mais parecida. É a abordagem mais utilizada.

Como na classificação supervisionada, o processo não supervisionado é aplicado em dois passos. A fundamental diferença entre essas técnicas é que o processo de classificação supervisionada envolve um treinamento antes do processo de classificação. Na abordagem não supervisionada, as imagens são classificadas por agregamento em grupos espectrais ou cluster, presentes na cena. Posteriormente, o resultado da classificação é comparado com dados de referência terrestre. O processo de classificação híbrida envolve aspectos da classificação supervisionada e não supervisionada, visando a melhoria da acurácia e eficiência do processo de classificação.

Segundo Schowengerdt (2007), os algoritmos de classificação podem ser agrupados em paramétricos e não-paramétricos. Algoritmos paramétricos assumem que os dados obedecem a uma distribuição estatística, normalmente a distribuição normal, que requerem estimação de parâmetros da distribuição, como média e covariância. Os algoritmos não-paramétricos, por outro lado, não necessitam assumir nenhuma distribuição de probabilidade e são, freqüentemente, considerados classificadores bastante robustos, pois podem utilizar uma grande variedade de classes de distribuições.

Nesse contexto, os classificadores baseados em redes neurais artificiais, segundo Lee et al. (1990), parecem desempenhar a tarefa de classificação de imagens tão bem ou melhor que as técnicas estatísticas, uma vez que não requerem que a natureza paramétrica da distribuição dos dados a ser classificados seja explicitada.

Dessa forma, para o presente trabalho, opta-se pelo uso de duas abordagens de classificação: baseada em regiões e em redes neurais artificiais para classificação da cobertura vegetal, com base nas imagens fração do MLME, na representação do relevo e nos indicadores da vegetação.

3.3.6.1. Segmentação de imagens digitais

A segmentação de uma imagem é um processo que subdivide a imagem em partes ou objetos constituintes. A segmentação realizada sobre imagens monocromáticas é baseada na propriedade básica de valores de níveis de cinza, como a descontinuidade e a similaridade. O princípio da descontinuidade é particionar a imagem baseado em mudanças bruscas no nível de cinza, buscando a detecção de pontos isolados ou linhas e bordas de imagens. Os processos de limiarização, crescimento de regiões e divisão e fusão de regiões, são baseados em medidas de similaridade (GONZALEZ e WOODS, 2000).

A segmentação de imagens também pode ser utilizada como etapa prévia para os classificadores baseados em regiões. O objetivo é particionar as imagens em regiões, agrupando pixels ou sub-regiões em regiões maiores.

O processo de crescimento de regiões inicia-se com um conjunto de pontos “sementes” e, a partir deles, crescem-se as regiões anexando a cada ponto “semente” aqueles pixels que possuem propriedades similares (como níveis de cinza, textura e cor) (GONZALEZ; WOODS, 2000).

A definição do limiar de similaridade é uma etapa crítica do processo, o qual determinará a precisão da segmentação: se o limiar de similaridade for muito baixo, o processo não atribuirá muitos pixels às regiões; por outro lado, se o limiar for muito alto, pixels representativos de diferentes regiões serão incorretamente agrupados (SCHOENMAKERS et al., 1991¹¹ apud NASCIMENTO, 1997).

No presente trabalho, a segmentação foi aplicada na delimitação da planície de inundação e na classificação da cobertura vegetal com base em crescimento de regiões quando utilizado dados do sensor MSS.

3.3.6.2. Classificação baseada em Redes Neurais Artificiais

A utilização de redes neurais em classificação de dados de sensoriamento remoto, e outras fontes, vêm sendo realizado com sucesso, segundo alguns trabalhos como de Benediktsson, Swain e Ersoy (1990), Heermann e Khazenie (1992), Bischof, Schneider e Pinz (1992), Galo (2000), Espinhosa (2004) e Sartori (2006).

¹¹ SCHOENMAKERS et al. Segmentation of remotely-sensed images: a re-definition for operational applications. In: **International Geoscience and Remote Sensing Symposium - IGARSS 91**, Findiland, v.2, p. 1087-1090, 1991.

Segundo Haykin (2001), uma rede neural artificial (RNA) é um processador paralelamente distribuído e constituído de unidades de processamentos simples, que têm a propensão natural para armazenar conhecimento experimental e torná-lo disponível para uso, assemelhando-se ao cérebro humano. O conhecimento é adquirido pela rede a partir de seu ambiente através de um processo de aprendizagem e forças de conexão entre neurônios, conhecidos como pesos sinápticos, utilizados para armazenar o conhecimento adquirido.

Processos de aprendizado e arquiteturas neurais

Segundo Carvalho (1999), a propriedade mais importante das redes neurais é a habilidade de aprender em seu ambiente e com isso melhorar seu desempenho. Existem muitos tipos de algoritmos de aprendizado específicos para determinados modelos de redes neurais, que diferem entre si principalmente pelo modo como os pesos são modificados.

Outro fator importante é a maneira pela qual uma rede neural se relaciona com o ambiente. Nesse contexto, existem os seguintes paradigmas de aprendizado supervisionado, não-supervisionado e por reforço (MEDEIROS, 1999; CARVALHO, 1999).

Segundo Carvalho (1999), denomina-se ciclo, uma apresentação de todos os N pares (entrada e saída) do conjunto de treinamento no processo de aprendizado. A correção dos pesos num ciclo pode ser executada de dois modos: **Modo Padrão**: A correção dos pesos acontece após a apresentação de cada padrão de treinamento à rede. Cada correção de pesos baseia-se somente no erro do exemplo apresentado naquela iteração. Assim, em cada ciclo ocorrem N correções; **Modo Batch**: Apenas uma correção é feita por ciclo. Todos os exemplos do conjunto de treinamento são apresentados à rede, seu erro médio é calculado e a partir deste erro fazem-se as correções dos pesos.

De acordo com Medeiros (1999), as RNA podem ser classificadas quanto suas características, que podem ser: contínua, discreta, determinística e estocástica; e quanto sua estrutura: a) Redes de Múltiplas camadas – *multilayer feedforward network*, cujo fluxo de dados segue uma única direção e; b) redes recursivas – *recurrent network*.

Para Lippmann (1987), os modelos de redes neurais são especificados pela topologia da rede (arquitetura), as características dos nós (tipo e limiar interno da função de decisão usada) e pelas regras de treinamento e aprendizagem utilizadas.

Modelos de neurônios

O neurônio é uma unidade de processamento de informação fundamental para a operação de uma rede neural (HAYKIN, 2001). De acordo com Lippmann (1987), os neurônios ou elementos de processamento da rede (nós) são conectados através de pesos e cada nó produz um somatório das várias entradas, ponderadas pelos pesos de suas respectivas conexões, passando o resultado através de uma função de decisão, cujo limiar interno e o tipo de função caracterizam esse nó. A Figura 7 mostra o esquema de um neurônio artificial (nó ou elemento de processamento):

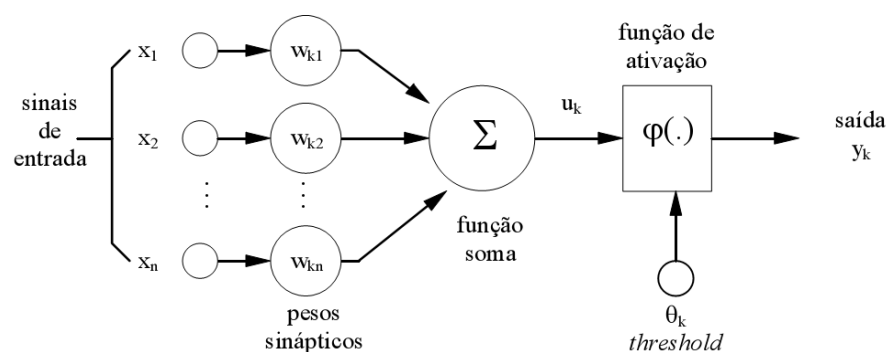


Figura 7 – Modelo de um neurônio não linear. **Fonte:** Haykin (2001)

Com base na Figura 7 Haykin (2001) distingue elementos considerados importantes na estrutura de um neurônio artificial:

- Sinapses (conexões): caracterizadas por um peso, w_{kj} , cujo papel é multiplicar o sinal x_j na entrada da sinapse j , conectada a um neurônio k . O peso w_{kj} é positivo se a sinapse associada é excitatória e negativo se a sinapse é inibitória.
- Somatório: realiza a soma das entradas, ponderadas pelas suas respectivas sinapses do neurônio, constituindo um combinador linear. Dado um neurônio k , a somatória, u_k é definida por:

$$u_k = \sum_{j=1}^{N_j} w_{kj} O_j \quad (20)$$

- Função de ativação: funciona como um fator limitante à amplitude de saída do neurônio, ou seja, a entrada é normalizada dentro de um intervalo fechado, comumente $[0,1]$ ou $[-1,1]$;

Existem vários tipos de funções de ativação, as mais comuns são: limiar, linear e sigmoidal. Normalmente a função sigmóide é a mais utilizada, apresentada na Figura 8.

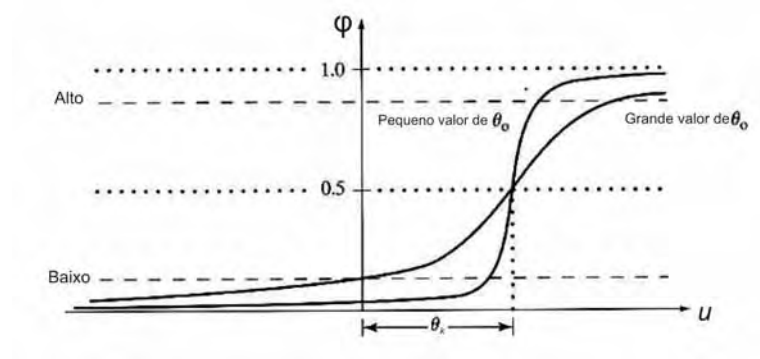


Figura 8 – Funções de ativação sigmoidal. **Fonte:** Adaptado de Gonzales e Woods (2000).

A função sigmoidal pode ser escrita como (GONZALES e WOODS, 2000):

$$\varphi_k(u_k) = \frac{1}{1 + \exp(-(u_k + \theta_k)/\theta_0)} \quad (21)$$

Em que u_k , $k=1,2,..,N$, representa a entrada do elemento de ativação de cada neurônio na camada K da rede, θ_k é uma compensação e θ_0 controla a forma da função sigmóide.

Redes Multicamadas (MLP)

Carvalho (1999) define que, usualmente, as camadas de uma RNA são classificadas em três grupos (Figura 9):

Camada de Entrada: onde os padrões são apresentados à rede;

Camadas Intermediárias ou Escondidas: onde é feita a maior parte do processamento, através das conexões ponderadas; podem ser consideradas como extratoras de características;

Camada de Saída: onde o resultado final é concluído e apresentado.

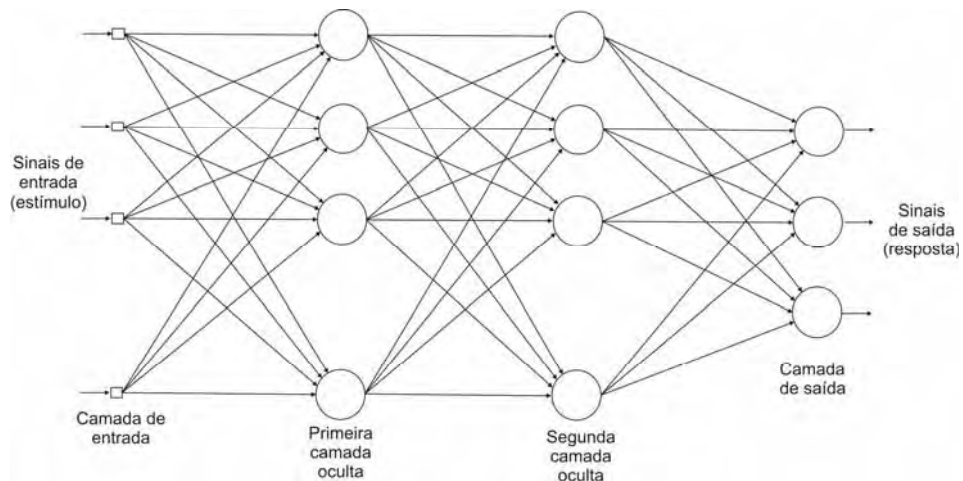


Figura 9 – Diagrama de um modelo de rede neural multicamadas “feedforward”. **Fonte:** adaptado de Haykin (2001).

Segundo Gonzales e Woods (2000), o número de neurônios da primeira entrada é a dimensionalidade dos vetores de padrões de entrada. O número de neurônios da camada de saída é a mesma das classes de padrões que a rede foi treinada para reconhecer.

Algoritmo de aprendizado backpropagation

As redes neurais multicamadas tem sido muito utilizadas na solução de problemas que envolvam alto grau de não linearidade, ou seja, dados bastante similares. Para redes que usam treinamento supervisionado, um dos algoritmos mais utilizados é o backpropagation ou retropropagação.

Esse algoritmo é derivado da regra delta de derivação, que permite um ajuste dos pesos em cada uma das camadas da rede e é projetado para minimizar a soma do quadrado do erro entre a saída calculada por uma arquitetura multicamadas e a saída desejada. O componente essencial desse algoritmo é o método iterativo que propaga regressivamente o erro requerido para adaptar os pesos, a partir dos neurônios da camada de saída para os nós das camadas precedentes (LIPPMANN, 1987).

No treinamento de uma arquitetura de rede neural, pode-se definir o erro total E_Q entre as respostas esperadas r_q e as respostas obtidas O_q nos nós da camada de saída Q , como sendo:

$$E_Q = \frac{1}{2} \sum_{q=1}^{N_Q} (r_q - O_q)^2 \quad (22)$$

Pode-se generalizar o procedimento de treinamento da seguinte maneira. Para quaisquer camada K e J, em que K precede imediatamente J, os pesos w_{jk} que modificam as conexões entre essas duas camadas é calculada por:

$$\Delta w_{jk} = \alpha \delta_j O_k \quad (23)$$

Em que, se J for a camada da saída δ_j :

$$\delta_j = (r_j - O_j) \varphi_j(u_j) \quad (24)$$

Se J for uma camada interna e P for a próxima camada (à direita), então δ_j é dado por:

$$\delta_j = \varphi_j(u_j) \sum_{p=1}^{N_p} \delta_p w_{jp} \quad (25)$$

Para $j=1,2,\dots,N_j$.

Essas equações constituem a regra delta generalizada para o treinamento da rede multicamadas “feedforward”. A descrição matemática detalhada do algoritmo de treinamento backpropagation pode ser encontrada em Gonzalez e Woods (2000).

A partir das equações, a aplicação da regra delta generalizada em qualquer passo iterativo, envolve duas fases básicas. Na primeira fase, um vetor de treinamento é apresentado à rede e propagado através das camadas da rede para o cálculo de O_j para cada nó. As saídas O_q dos nós da camada de saída são então comparadas com as respostas desejadas r_q para que termos de erro δ_q sejam gerados. A segunda fase envolve uma passagem para trás na rede durante a qual o sinal de erro apropriado é passado por cada nó e as mudanças correspondentes nos pesos são realizadas. Esse procedimento é também aplicado aos pesos de compensação θ_k . Ele é um peso adicional que modifica uma entrada unitária na junção de soma de cada nó na rede (GONZALES e WOODS, 2000).

É prática comum acompanhar o erro da rede, bem como os erros associados aos padrões individuais. Em um treinamento com sucesso, o erro da rede diminui com o número de iterações e o procedimento converge para um conjunto estável de pesos que exibam apenas flutuações com treinamento adicional. Uma vez que o sistema tenha sido treinado, ele passa a classificar os padrões usando os parâmetros estabelecidos durante a fase de treinamento. Todas as

operações de retroalimentação são desligadas e qualquer padrão de entrada é propagado através de várias camadas, e o padrão é classificado como pertencente à classe do nó de saída que apresentar a maior resposta de ativação (GONZALES e WOODS, 2000).

Contudo, o *backpropagation* apresenta uma série de dificuldades ou deficiências que desestimulam seu uso, pois em superfícies complexas o algoritmo converge para um mínimo local e pode produzir um resultado insatisfatório. Possíveis soluções para o problema podem ser a diminuição da taxa de aprendizado, acréscimo de nós na camada intermediária ou uso de um termo *momentum* e incorporação de ruídos.

3.3.6.3. Detecção de mudanças

Detecção de mudanças é definida como o reconhecimento de alterações nos padrões característicos de determinado alvo nas imagens, num espaço de tempo (SANTOS; MALDONADO; GRAÇAS, 2005). Técnicas baseadas em imagens multitemporal e multiespectral, adquiridas por sensores acoplados em plataformas orbitais, têm demonstrado potencial como um meio de detectar, identificar, mapear e monitorar mudanças nos ecossistemas, independente dos seus agentes causadores (COPPIN et al., 2004).

A detecção de mudanças é afetada por restrições espaciais, espectrais, temporais e temáticas. O tipo de método utilizado pode afetar as estimativas qualitativas ou quantitativas dos distúrbios. Dessa forma, num mesmo ambiente, diferentes abordagens podem produzir diferentes detecções de mudanças. Segundo Coppin et al. (2004) e Lillesand, Kiefer e Chipman (2004), os métodos mais utilizados na detecção de mudanças são a comparação de pós-classificações, análise combinada, diferença univariada de imagens, razão de imagens, transformações lineares de dados bitemporais, análise do vetor de mudanças, regressão de imagens, análise de mistura espectral multi-temporal, entre outros.

Segundo Silva (2004), as técnicas de subtração de imagens e razão entre bandas são, geralmente, mais utilizadas para detectar mudanças abruptas (clareira na floresta, queima de biomassa, desmatamento), enquanto técnicas como análise de componentes principais, análise do vetor de mudança, são mais eficazes para identificar alterações sutis, como aquelas associadas a mudanças de sazonalidade, de degradação florestal lenta. A diferenciação de imagens e transformações lineares aparece, geralmente, como métodos com melhores resultados em comparação a outros métodos de detecção bi-temporal (COPPIN et al., 2004).

No entanto, independente da técnica aplicada, uma limitação dessas abordagens está no fato dela não fornecer referenciais temporais para a análise do fenômeno representado

(IMAI e GALO, 1998). Uma análise temporal pós-classificação permite uma melhor interferência do analista no sentido de identificar os fenômenos que representam as mudanças. Entretanto, por se basear na comparação de duas datas, a análise de uma série temporal é limitada, tendo em vista a dificuldade do analista/intérprete em assegurar uma completa consistência e uma perfeita analogia entre os fenômenos representados a cada iteração (COPPIN et al., 2004).

A comparação pós-classificação envolve resultados de classificação espectral para cada uma das datas de interesse, seguido por uma comparação nos tipos de cobertura pixel a pixel ou segmento a segmento. A partir da correta codificação da classificação, uma matriz de mudanças pode ser obtida e classes de mudanças podem ser definidas pelo analista. A principal vantagem está no fato de que duas datas de imagens são classificadas separadamente, minimizando os efeitos da calibração radiométrica entre as datas. A escolha de um esquema de classificação apropriada também pode minimizar os efeitos de tipos de transição de mudanças que não são de interesse. Contudo, a maior limitação do método é que a acurácia da comparação pós-classificação é dependente da acurácia da classificação inicial (COPPIN e BAUER, 1996).

Nesse contexto, as características ecológicas sugerem a contribuição efetiva que as tecnologias de sensoriamento remoto e SIG podem oferecer no sentido de permitir a compreensão do fenômeno de mudança no âmbito da paisagem, não se restringindo à mera detecção ou identificação da mudança, mas caracterizar o processo de mudança (IMAI e GALO, 1998).

Portanto, essa foi a abordagem adotada na detecção de mudanças.

3.4. Acurácia dos produtos cartográficos

A análise da qualidade temática de mapas tem por finalidade verificar o grau de confiabilidade do resultado do mapeamento obtido. Para a estimativa da acurácia ou exatidão temática do mapa é usada uma amostra para a qual são conhecidas as verdades de campo (SARTORI, 2006).

A proporção da área mapeada que foi classificada corretamente em relação aos dados de referência ou “verdade terrestre” pode ser obtida por amostragem, e é representada na forma de uma matriz de confusão.

Segundo Congalton e Green (1999), atualmente a forma mais comum de avaliação da acurácia é representada na forma de uma matriz de erros ou matriz de confusão. Nessa matriz é comparado a informação dos dados de referência ou “verdade terrestre” com a informação mapeada pela classificação, considerando um número de áreas amostrais. A matriz de confusão constitui-se de

uma matriz quadrada contendo um conjunto de números dispostos em linhas e colunas, os quais expressam o número de células associados com um tipo específico de classe em relação à classe temática de referência. As colunas normalmente se referem aos dados de referência (tomados como corretos) e as linhas indicam as classes definidas através da classificação de uma imagem. Os valores da diagonal principal da matriz representam, então, as células que foram corretamente classificadas e a razão entre a soma destes valores pelo número total de células classificadas resulta na exatidão global da classificação (STORY; CONGALTON, 1986), expressada pela Equação 26:

$$EG = \sum_{i=1}^k x_{ii} / x \quad (26)$$

em que, EG é a exatidão global; x_{ii} é número de observações na linha i e coluna i ; x é o número total de observações.

De acordo com Congalton e Green (1999), a matriz de erros é bastante efetiva para representar a acurácia individual de cada categoria, descrita pelos erros de inclusão e omissão. O erro de inclusão representa células que pertencem à outra classe, mas são rotulados como pertencentes à classe de interesse. Os desvios de inclusão são mostrados nas linhas da matriz de confusão. Os erros de omissão representam células que pertencem a uma determinada classe de referência, mas estão rotulados como sendo de outras classes. Os desvios de omissão são mostrados nas colunas da matriz de confusão. A partir dos erros de inclusão e omissão é ainda possível computar outras medidas de acurácia, como a acurácia do produtor e do usuário, sendo dados pelas Equações 27:

$$\begin{aligned} AP &= \frac{x_{ii}}{x_{+i}} \\ AU &= \frac{x_{ii}}{x_{i+}} \end{aligned} \quad (27)$$

em que, AP é a acurácia do produtor; AU é a acurácia do usuário; x_{ii} é número de observações na linha i e coluna i ; x_{i+} e x_{+i} são totais marginais da linha i e coluna i , respectivamente.

Outras medidas foram desenvolvidas para estimar a exatidão de mapeamento levando em conta as informações marginais dessa matriz. Dentre essas, conforme Cohen (1960)¹²

¹² COHEN, J. A coefficient of agreement for nominal scales. **Educational and Psychological Measurement**. v.20, n.1, 1960, p.37-40.

apud CONGALTON; GREEN, 1999) e Rosenfield e Fitzpatrick-Lins (1986), destaca-se o índice kappa, cujo estimador ($\hat{K}$) é uma medida da diferença entre a concordância real do mapeamento (concordância entre as classes resultantes e os dados de referência) e a concordância casual (produto dos valores marginais das linhas e colunas). Atualmente a análise do índice Kappa tornou-se um componente padrão na avaliação de acurácia. A Equação 28 apresenta o cálculo de $\hat{K}$:

$$\hat{K} = \frac{x \sum_{i=1}^k x_{ii} - \sum_{i=1}^k (x_{i+} \cdot x_{+i})}{x^2 - \sum_{i=1}^k (x_{i+} \cdot x_{+i})} \quad (28)$$

em que, x é o número total dos elementos amostrais; x_{ii} é número de observações na linha i e coluna i ; x_{i+} e x_{+i} são totais marginais da linha i e coluna i , respectivamente.

Segundo Moreira (2005), este coeficiente pode ser comparado aos valores contidos na Tabela 3, proposta por Landis e Koch (1977)¹³, desenvolvida para verificar resultados de análise de diagnósticos clínicos. Embora contestada, ela tem sido referência para classificar mapas resultantes da utilização de imagens de sensoriamento remoto, dentro de certas restrições, mas que tem obtido bons resultados.

Tabela 4 - Qualidade da classificação associada aos valores da estatística Kappa

Valor de Kappa	Qualidade do mapa temático
< 0,00	Péssima
0,00 – 0,20	Ruim
0,20 – 0,40	Razoável
0,40 – 0,60	Boa
0,60 – 0,80	Muito boa
0,80 – 1,00	Excelente

FONTE: Adaptada de Landis e Koch (1977 apud MOREIRA, 2005)

Essas estatísticas também podem ser aplicadas nos resultados das classificações temporais. A comparação não é realizada em relação à verdade terrestre, mas em relação ao resultado de outra classificação de outro momento do tempo.

¹³ Landis J, Koch G. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33, 1977. p.159-74.

4. MATERIAL E MÉTODO

4.1. Materiais

Para a realização deste trabalho foram utilizados vários materiais cartográficos, equipamentos computacionais e periféricos, além de softwares, que foram detalhados a seguir.

4.1.1. Produtos de sensoriamento remoto

Foram utilizados os seguintes materiais no desenvolvimento do trabalho:

- Imagens monocromáticas aéreas adquiridas em 1970, em formato digital, cedidas pelo pesquisador Eder Comunello;
- Imagens digitais coloridas aéreas de alta resolução espacial, adquiridas por uma câmera digital Hasselblad H3D de 39 megapixels;
- Imagens digitais infravermelha aérea, adquiridas pela câmera digital Sony DSC-RC1 de 8 megapixels;
- Imagens multiespectrais do sensor TM/Landsat, adquiridas gratuitamente no banco de dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, em <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/> e do *U.S. Geological Survey* <http://glcfapp.umiacs.umd.edu:8080/esdi/index.jsp>;
- Composição colorida do Mosaico Geocover de 2000, adquirida gratuitamente em <https://zulu.ssc.nasa.gov/mrsid/mrsid.pl>;
- Produtos atmosféricos (MOD04 e MOD07) derivados do sensor MODIS/TERRA, adquiridos gratuitamente em <http://ladsweb.nascom.nasa.gov/data/search.html>;
- MDE interferométrico do SRTM, adquirido gratuitamente em <http://srtm.csi.cgiar.org/SELECTION/inputCoord.asp>;
- MDE gerado a partir de imagens aéreas da câmera Hasselblad.

4.1.2. Softwares utilizados

Diversos softwares foram utilizados no presente trabalho, das quais destacam-se:

- SPRING: utilizado para o processamento das imagens digitais;
- IDRISI: utilizado para o processamento das imagens digitais, processamento de modelos numéricos de terreno e análise geoestatística;
- ENVI: utilizado para o processamento das imagens digitais;
- LPS (Leica Photogrammetry System): utilizado para processamentos fotogramétricos nas imagens digitais aéreas;
- Algoritmos implementados em IDL/ENVI, por Canty e Nielsen (2008), disponíveis em http://www.fz-juelich.de/ief/ief-ste//remote_sensing, utilizados para normalização radiométrica das imagens TM;
- SCORADIS: aplicativo utilizado para a correção atmosférica, disponibilizado pelo professor Jurandir Zullo Junior;
- HegTool: aplicativo utilizado para conversão do formato de gravação e do sistema de projeção dos produtos MODIS;
- FlexColor e Focus: aplicativos para conversão dos formatos de gravação das imagens digitais adquiridas pela câmera da Hasselblad;
- CorelDraw: aplicativo gráfico utilizado para fazer o acabamento dos mapas produzidos;
- MAPGEO 2004: aplicativo utilizado para cálculo da ondulação geoidal;
- TGO (Trimble Geomatics Office): utilizado para processamento dos dados GPS.

Além de softwares básicos, como editores de texto, planilhas eletrônicas, editores gráficos, entre outros.

4.1.3. Equipamentos

Foi necessária a utilização de alguns equipamentos, das quais se destacam:

- Receptores GPS de navegação, Garmin 76S;
- Receptores GPS de dupla frequência TOPCOM Hiper.

Além de computadores e periféricos.

4.2. Metodologia

A seguir são discutidos os procedimentos que incluem a seleção dos dados, tratamento e processamentos para obtenção dos resultados esperados. O resumo das etapas realizadas é apresentado na Figura 10.

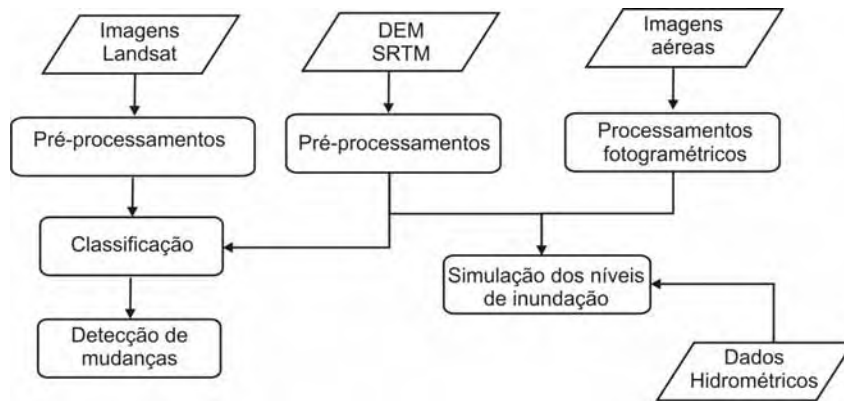


Figura 10 – Etapas do trabalho.

Primeiramente foi realizada uma avaliação das cotas do nível d'água do rio Paraná e do rio Ivinheima a fim de verificar os períodos sazonais de inundação e as alterações hidrológicas do rio, causadas pela construção de barragens à montante da planície de inundação.

Essas alterações hidrológicas podem ter provocado mudanças ecológicas nos habitats da planície de inundação. Dessa forma, busca-se identificar alterações no tempo nos habitats da planície de inundação, baseada na resposta da cobertura vegetal e em dados topográficos.

A detecção de alterações nos padrões de cobertura vegetal foi realizada com a utilização de imagens orbitais multiespectrais do sensor MSS e TM/Landsat, e dados topográficos. Para tanto, foi necessário aplicar rotinas de pré-processamentos correspondentes à correção geométrica, atmosférica e radiométrica nas imagens. Para as cenas TM a classificação das imagens foi realizada por redes neurais artificiais, o que permitiu a utilização de dados cuja função de densidade de probabilidade seja desconhecida ou não seja Gaussiana, como previsto em classificadores estatísticos. Devido a menor resolução radiométrica e espacial do sensor MSS foi adotada a abordagem de segmentação baseada em regiões.

Essa caracterização e detecção de alterações no tempo foram realizadas no período correspondente às águas baixas, quando a influência pelos pulsos é mínima.

Também foram selecionadas algumas imagens TM de inundação para realizar uma análise descritiva do funcionamento dos processos de inundação e dos fluxos preferenciais da água.

No MDE interferométrico do SRTM foi realizado um tratamento geoestatístico para redução dos ruídos e reamostragem da resolução espacial para 30 m. Essa informação foi usada como plano de entrada para a classificação da cobertura vegetal e para a análise da conectividade dos ambientes aquáticos por meio de simulações nos níveis de inundação.

Também foram obtidas imagens digitais, adquiridas em plataforma aérea, com alta resolução espacial (32 cm no visível e 70 cm no infravermelho próximo), de um trecho da planície, que auxiliaram na caracterização e na avaliação da classificação da cobertura vegetal a partir de imagens orbitais. Utilizando modelos fotogramétricos, foi possível, ainda, gerar um modelo de elevação do terreno para as simulações de inundação. Esse MDE deve complementar as análises iniciais realizadas com o SRTM.

Além disso, é conveniente destacar a importância dos trabalhos de campo, que permitiram constatar, in loco, os padrões e características da planície de inundação.

Os procedimentos são detalhados a seguir.

4.2.1. Definição da área de estudo

A área de estudo é a planície do alto rio Paraná, que compreende a região da foz do rio Paranapanema até Porto Guaíra (Figura 11). A área foi definida pelas coordenadas UTM/WGS84 aproximadas: canto superior esquerdo: 173.900 E; 7.525.700 N; canto inferior direito: 322.300 E; 7.346.300 N. Contudo, definiu-se uma área núcleo onde as características relacionadas com os pulsos de inundação e conectividade dos ambientes são mais intensas. A região trata-se do complexo rio Paraná-Ivinheima-Baía, onde cada rio apresenta características limnológicas diferenciadas devido ao contexto de suas bacias de drenagem.

Nessa área núcleo foi realizado o sobrevôo para aquisição das imagens digitais aéreas.

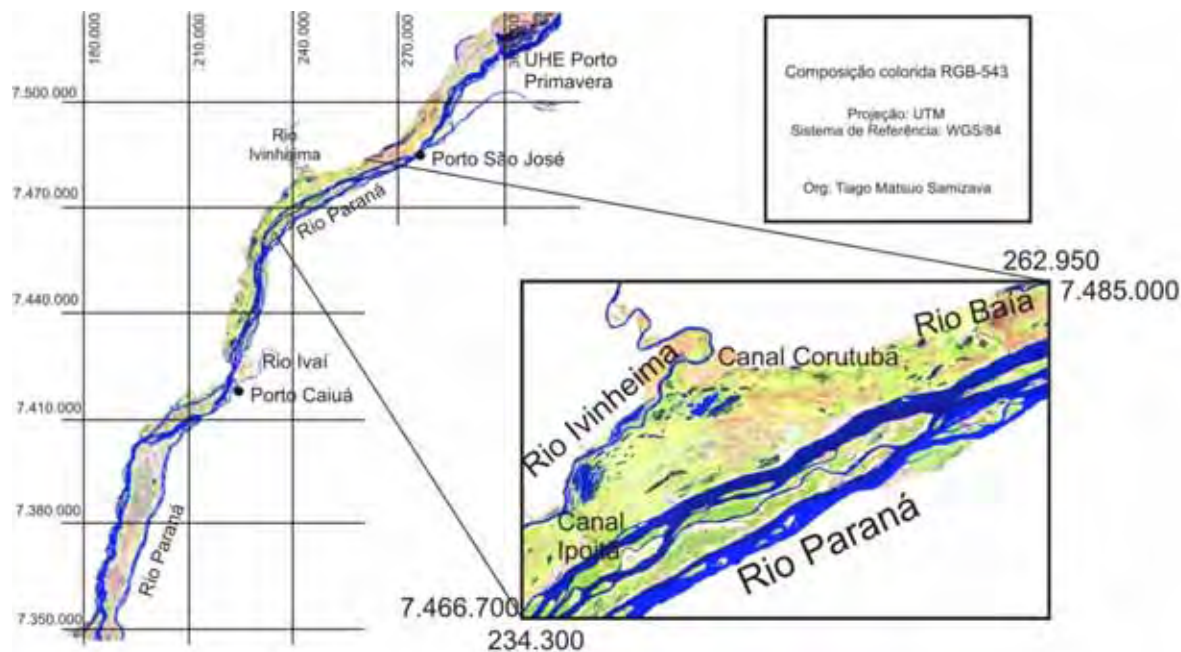


Figura 11 – Definição da área geográfica de estudos e da área núcleo, onde foram realizadas análises com maior nível de detalhe.

4.2.2. Trabalhos de campo

Um trabalho de campo foi realizado em agosto de 2007 para reconhecimento da área de estudos e coleta de pontos no terreno com GPS de navegação. Outros dois levantamentos de campo foram realizados, sendo uma em novembro de 2007 e outra em julho de 2008, nas quais foram coletados dados para outros projetos de pesquisa. Entretanto, tais levantamentos também permitiram realizar constatações e coletar informações para o desenvolvimento dessa pesquisa.

Durante os campos realizados para aquisição de pontos de apoio para o aerolevante foram levantados os tipos de cobertura vegetal da planície, realizados em 4 e 5 de setembro de 2008 e 24 e 25 de março de 2009. Foi feito o registro fotográfico e coleta da posição no terreno utilizando GPS de navegação.

4.2.3. Processamento de dados do SRTM

Para minimizar os ruídos do MDE do SRTM e reamostrar o tamanho das células para 30 m foi aplicado uma interpolação baseada em krigagem. O resumo dos processamentos apresenta-se na Figura 12.

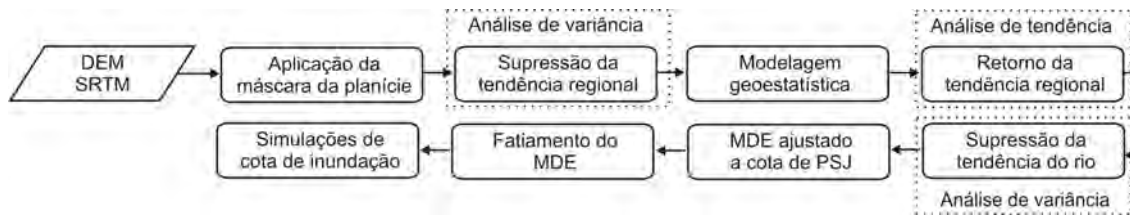


Figura 12 – Resumo dos processamentos aplicados aos dados SRTM.

Para a utilização da krigagem ordinária para inferência do DEM, foi necessária a eliminação da tendência regional dos dados originais, pois um dos pressupostos desse tipo de interpolador é a média constante. Essa tendência regional está associada ao canal do rio Paraná e não é captada na modelagem geoestatística, uma vez que esta considera principalmente as variações locais.

Para tanto, foi realizada uma amostragem sobre o MDE ao longo da planície de inundação para o ajuste da superfície de tendência. A amostragem foi realizada aleatoriamente ao longo da área de estudos, totalizando 28 pontos. Sobre essa amostra, diversos graus polinomiais foram ajustados. Para a escolha da superfície que melhor se ajustou à amostra foi realizada uma análise de variância (ANOVA). Na análise de variância aplicou-se o teste estatístico F de *Snedecor*, com nível de significância de 0,05, para verificar se os coeficientes dos polinômios são diferentes de zero. Caso mais de um polinômio atenda o teste estatístico, realiza-se um teste de incremento do polinômio para verificar se o ajuste de uma função de maior grau apresenta melhora significativa na redução dos resíduos em comparação com um polinômio de grau menor.

Dessa forma, a análise geoestatística é realizada sobre os resíduos da superfície de tendência. Devido às dimensões da área, selecionou-se um trecho da planície para realizar a análise exploratória e estrutural, como geração dos semivariogramas de superfície e os experimentais para diversas direções, buscando estimar o grau de continuidade espacial e a existência de anisotropia. Essa área corresponde a uma janela de 30 x 30 pixels na área núcleo da planície, pois um maior número de pixels inviabiliza a geração dos semivariogramas devido o alto custo computacional nos processamentos.

Gerado o semivariograma experimental ajustou-se um modelo teórico do tipo esférico, que foi utilizado para inferência geoestatística. A superfície de resíduos interpolada é transformada em uma superfície com valores altimétricos novamente quando se retorna a superfície de tendência aos dados inferidos.

Para análise da qualidade do produto SRTM realizou-se uma análise de tendência sobre a altimetria, baseado no teste estatístico da distribuição t de *Student* (GALO e CAMARGO, 1994; NOGUEIRA JR, 2003). A análise foi realizada considerando os pontos de controle coletados em terreno para o aerolevantamento, sendo 15 no total, uma vez que os pontos restantes não estão

localizados dentro da planície. Realizou-se, também, uma análise de tendência em relação à superfície gerada a partir das imagens digitais aéreas, com base em 48 pontos amostrados aleatoriamente na planície. Nas duas avaliações foi considerado um nível de significância de 10%.

A partir da geração do DEM, interpolada por geoestatística, realizou-se uma análise simplificada de simulação dos níveis de enchimento das águas na planície, podendo fornecer um indicativo dos processos de conectividade ecológica dos ambientes aquáticos e sua interação com a vegetação ripária. Contudo, como já discutido anteriormente, constatou-se que a área de estudo apresenta uma tendência regional não captada pela krigagem.

Segundo Comunello (2001), a dinâmica dos processos de inundação pode ser melhor entendida considerando-se que os subsistemas são interligados por canais, que dependendo do nível hidrométrico e do volume de água, pode ter seu fluxo invertido. De acordo com essa concepção, os processos de inundação dos subsistemas ocorrem primeiramente pelos canais de ligação, ativos ou inativos, passando para áreas mais rebaixadas até as mais altas topograficamente. Baseado nesse princípio pode-se dizer que o macrossistema pode ser entendido como um sistema de vasos comunicantes.

Baseada nessa concepção considerou-se que o nível d'água do rio Paraná seria o referencial para as análises de inundação. Como o rio apresenta uma linha de declividade, ajustou-se novamente uma superfície de tendência, mas considerou-se somente a calha do rio Paraná, que foi suprimida da superfície inferida por geoestatística. Dessa forma, o rio Paraná torna-se o referencial nulo para o início das inundações. Como o objetivo é analisar os níveis de inundação com base nos níveis hidrométricos da estação fluviométrica de Porto São José, a superfície foi referenciada à estação fluviométrica somando-se o valor pontual da cota hidrométrica da estação a todas as células.

A amostragem foi realizada apenas ao longo do curso do rio Paraná, na qual foi estimada, para algumas posições (19 pontos geradas aleatoriamente), um valor altimétrico baseado na declividade da linha d'água do rio Paraná, calculado a partir de dois pontos conhecidos (coordenadas tridimensionais) nas proximidades de Porto Rico e do canal Ipoitã. Também foram testados diversos graus polinomiais de ajuste e avaliados pela análise de variância.

4.2.4. Processamento de imagens digitais aéreas

As etapas de aquisição e processamento das imagens aéreas são apresentadas a seguir.

4.2.4.1. Aquisição das imagens aéreas

As imagens aéreas foram adquiridas no dia 10 de setembro de 2008, no contexto de um projeto CT-Hidro¹⁴, no qual esta pesquisa também se insere. Esse levantamento aéreo foi prestado pela Engemap¹⁵, sendo que os apoios em campo e processamentos foram realizados por alunos da FCT/UNESP¹⁶.

O trabalho de sinalização em campo foi realizado nos dias 4 e 5 de setembro, quando os pontos de apoio foram marcados com tecidos de 1 x 1 m e posicionados com um receptor de dupla frequência Topcon Hiper (Figura 13). Os processamentos foram realizados por posicionamento relativo, no modo estático rápido (MONICO, 2008), no aplicativo TGO. Para a transformação da altura geométrica para ortométrica calculou-se a ondulação geoidal para cada posição no aplicativo MAPGEO 2004, disponibilizado pelo IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística).

No total, foram coletados 19 pontos de controle, dos quais 7 foram descartados por não serem recobertos pela faixa de vôo ou não serem identificados nas imagens. Devido a problemas na triangulação do bloco fotogramétrico, foi necessária a realização de outro trabalho de campo para coleta de pontos de controle, realizado no dia 24 e 25 de março de 2009. Nesse último campo, foram coletados mais 20 pontos de apoio, dos quais 2 foram descartados por apresentarem alta incerteza na precisão. A precisão aproximada dos pontos de apoio foi de 1 cm em planimetria e de 3 cm em altimetria.

Durante o campo também foram coletados dados GPS em alguns trechos nas estradas e nos rios no modo cinemático, processados por posicionamento relativo.

¹⁴ Projeto CT-Hidro/CNPq, denominado “Hidrodinâmica, ritmo climático e zoneamento de áreas alagáveis na planície fluvial do alto Rio Paraná, Centro-Sul do Brasil”, coordenado pelo Professor Paulo Cesar Rocha.

¹⁵ A Engemap e a FCT/UNESP possuem um projeto PIPE/FAPESP em conjunto, denominada “SAAPI - Sistema aerotransportado de aquisição e pós-processamento de imagens tomadas com câmeras digitais”, que viabilizou em parte a aquisição das imagens aéreas.

¹⁶ O levantamento dos pontos de apoio foi realizado com auxílio do professor Júlio Kiyoshi Hasegawa, Nilton Nobuhiro Imai, do aluno de mestrado Anderson de Freitas Barros e de doutorado João Paulo Magna Jr, que também foi responsável pelo processamento dos dados GPS.

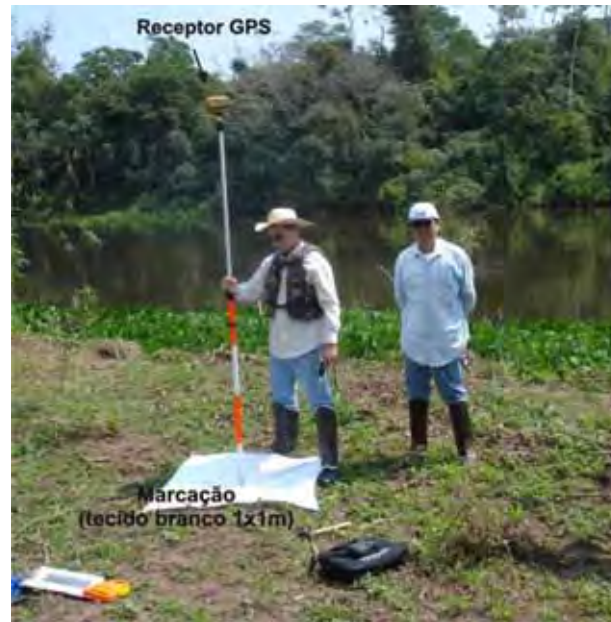
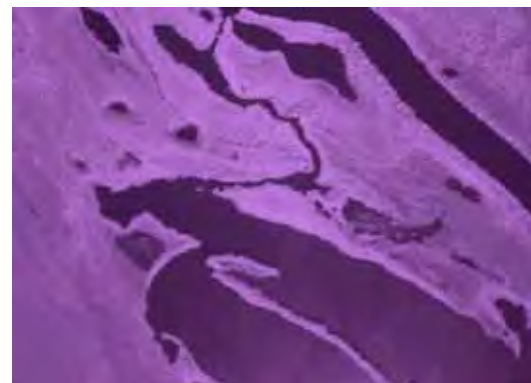


Figura 13 – Coleta das coordenadas sobre os pontos de apoio com GPS geodésico.

As imagens coloridas adquiridas pela câmera Hasselblad apresentam uma resolução espacial aproximada de 32 cm e as imagens do infravermelho próximo uma resolução de aproximada 70 cm (Figura 14). A câmera Hasselblad possui uma resolução de 39 megapixels e adquire imagens coloridas no visível (RGB). A câmera Sony DSC-RC1 de 8 megapixel, que foi utilizada para aquisição das imagens do infravermelho próximo, coletava originalmente apenas nas bandas do visível (RGB) mas dispõe atualmente de um filtro que possibilita a captação de REM no comprimento de onda do infravermelho próximo (aproximadamente de 850 a 1100 nm). Ao todo, foram coletados 263 fotos aéreas, numa área de 33 x 8 km, aproximadamente.



(a)



(b)

Figura 14 – Imagens aéreas adquiridas. (a) imagem colorida-normal. (b) imagem infravermelho-próxima.

4.2.4.2. Pré-processamentos das imagens digitais

As imagens foram adquiridas originalmente em 12 bits e convertidas para 8 bits no software FlexColor, da Hasselblad. Posteriormente, as imagens sofreram um ajuste radiométrico global, que é baseado no alargamento do histograma e utiliza valores mínimos e máximos do conjunto de imagens para ajustar uma função linear global aplicada em todas as imagens (LANGHI e TOMMASELLI, 2008). Nesse caso, devido a ocorrência de variações em todo o range de valor de brilho, os valores mínimos e máximos adotados na função linear foram definidos com base na análise visual do histograma, considerando uma pequena saturação nos valores de brilho nas imagens¹⁷.

4.2.4.3. Fototriangulação, extração do MDE e geração de ortofotos

Após o pré-processamento, a importação das imagens, inserção dos parâmetros de orientação interior, medição dos pontos de controle e de enlace e os procedimentos de fototriangulação das imagens aéreas foram realizados no aplicativo LPS (Leica Photogrammetry Suite). As coordenadas do centro perspectivo de cada aerofoto foram obtidas diretamente com o receptor GPS de dupla frequência, acoplado à plataforma aérea. Os pontos de controle, como já mencionado, também foram coletados com receptores GPS geodésicos.

No processo de fototriangulação, utilizou-se o modelo de parâmetros adicionais de distorção de lentes, que proporciona uma melhoria na acurácia, principalmente em altimetria (RUY et al., 2008). Esse modelo visa absorver os erros associados com a distorção nas lentes (causado principalmente pela mudança de temperatura em altas altitudes) e erros sistemáticos do processo de aquisição das imagens, que podem ocorrer principalmente quando se utiliza câmeras digitais não métricas, que é o caso da câmera H3D.

Foram verificados alguns problemas no processo de extração automática do modelo digital de elevação, com pequenos “saltos” em altimetria entre os modelos fotogramétricos. Dessa forma, constatou-se que o problema estava relacionado à distorção radial das lentes da câmera. Aparentemente, o aplicativo LPS não recupera corretamente as distorções não lineares das lentes no processo de reconstrução do MDE. Por essa razão, os coeficientes de distorção radial das lentes da câmera foram admitidos como sendo nulos. Para ajustar adequadamente os parâmetros interiores da câmera, a triangulação foi efetuada com autocalibração dessas variáveis, considerando que os pontos de controle no terreno e os centros perspectivos de cada foto estejam corretos. Esse procedimento não é muito usual em fototriangulação, principalmente pela necessidade de um

¹⁷ O ajuste radiométrico global foi realizado no aplicativo implementado pela Ms. Paula Jurema Langhi.

número denso e confiável de pontos de controle no terreno. Contudo, foi necessário efetuar esse procedimento devido aos altos valores de erros residuais da fototriangulação.

Finalizado o processo de fototriangulação, foi gerado o MDE da área de estudo. Na realidade, o MDE trata-se de um modelo digital de superfície (MDS), que é uma grade regular de coordenadas tridimensionais dos objetos localizados na superfície terrestre como por exemplo, árvores e edificações. Portanto, o termo MDE é utilizado comumente como MDS nesse trabalho.

No modo de extração automática do LPS, foi gerado uma rede triangular TIN (Triangular Irregular Network) com espaçamento de 20 metros. Nesse tipo de estrutura de dados, cada vértice do triângulo corresponde às coordenadas tridimensionais extraídas do terreno. Sobre o TIN é aplicado um interpolador polinomial não linear, que gera uma grade regularmente espaçada de coordenadas tridimensionais. Esse procedimento foi realizado no aplicativo Erdas Imagine.

Verificou-se que devido ao problema de distorção da lente, as regiões de sobreposição dos modelos apresentavam variação altimétrica de alta frequência, em torno de 1 m. Dessa forma, houve a necessidade de aplicar um filtro para suavizar essas regiões de sobreposição. Aplicou-se um filtro passa baixa baseado na média, com uma janela de 7 x 7 pixels, disponível no software Idrisi.

A tendência sobre a altimetria também foi avaliada, baseado no teste estatístico *t* de *student*. Foram utilizados os pontos tridimensionais do apoio para aplicação do teste estatístico (25 no total). Como alguns pontos de apoio estão localizados em quinas de telhados foi descontada a altura das construções na altitude das observações, evitando assim alguma tendência positiva. Considerou-se um nível de significância (α) de 10% para aplicação do teste.

Foram geradas as ortofotos e um mosaico das imagens aéreas, com resolução espacial de 1 m, devido ao grande número de pixels das imagens originais. Algumas imagens do infravermelho próximo foram georreferenciadas com as ortofotos através de um polinômio de terceiro grau. Isto foi necessário uma vez que as fotos apresentam distorção radial, que não foi corrigida, além da dificuldade de encontrar pontos de controle devido à homogeneidade da área.

Dessa forma, o MDE, gerado a partir das imagens aéreas foi utilizado para a análise de inundação e também para a classificação da cobertura vegetal, substituindo o SRTM.

4.2.5. Processos de inundação do alto rio Paraná

As inundações no rio Paraná foram analisadas com base em dados fluviométricos, inspeção visual nas imagens TM e simulações de inundação dos MDE's, apresentadas a seguir.

4.2.5.1. Avaliação das alterações hidrológicas no rio Paraná e rio Ivinhema

Uma das hipóteses de alterações na planície é fundamentada, principalmente, nas alterações hidrológicas no rio Paraná. Essas alterações foram provocadas pela construção de barragens hidroelétricas ao longo do curso do rio e são focos de estudos de diversos autores (ROCHA, 2002; COMUNELLO, 2001; SOUZA FILHO et al., 2007).

Para uma análise mais simplificada, baseada no comportamento da média mensal e na frequência (histograma) dos níveis hidrométricos, foram utilizados dados fluviométricos da estação Porto São José (64575003) e da estação Ivinhema (64617000), disponibilizados gratuitamente pela Agência Nacional das Águas (ANA). A estação de Porto São José localiza-se sob coordenadas: Latitude -22°42'47"; Longitude -53°10'22" e altitude 232(m) e a estação de Ivinhema sob coordenadas: Latitude -22°22'57"; Longitude -53°31'43" e altitude 243(m).

A avaliação dos níveis hidrométricos do rio Paraná foi realizada em diferentes intervalos de tempo. A escolha dos intervalos de tempo baseou-se na divisão proposta por Rocha (2002) e Souza Filho et al. (2007) que denominaram o período anterior a 1972 como de descargas naturais, o de 1972 a 1981 como o de instalação da maior parte dos reservatórios, o de 1982 a 1998 como a finalização da construção da maior parte dos reservatórios, e posterior a 1998 como o de funcionamento da barragem de Porto Primavera.

A utilização da estação fluviométrica de Ivinhema também apresenta sua importância, uma vez que o complexo Paraná-Ivinhema-Corutuba é altamente susceptível à dinâmica hidrológica do rio Ivinhema (COMUNELLO, 2001).

Também foram plotados gráficos de níveis hidrométricos diários durante o período de quatro anos anteriores à aquisição das imagens orbitais utilizada na classificação da cobertura vegetal, buscando encontrar relações entre a resposta espectral das imagens multiespectrais e a dinâmica hidrológica do rio.

4.2.5.2. Análise das inundações baseada em imagens multiespectrais TM

Realizou-se uma análise dos processos de inundação com base em imagens multiespectrais do sensor TM, principalmente no trecho que compreende o rio Baía e o baixo rio Ivinhema, buscando relações com os níveis hidrométricos das estações fluviométricas. As imagens selecionadas para essa avaliação é apresentada na Tabela 5.

Tabela 5 – Cenas do TM utilizados na descrição dos processos de inundação.

Sensor	Data	Orbita/Ponto	Nível d'água do Rio Paraná	Média da semana anterior	Nível d'água do Rio Ivinheima	Média da semana anterior
TM	08/03/1985	223/076	487	403	499	423
TM	11/09/1989	223/076	282	297	902	949
TM	17/04/1991	224/076	567	637	325	301
TM	30/01/1992	224/076	542	453	354	175
TM	23/04/1999	224/076	307	342	510	493
TM	01/02/2007	223/076	640	622	-	-

As imagens TM não sofreram nenhum pré-processamento uma vez que as análises foram descritivas ou consideram apenas um único período. A primeira abordagem de análise foi verificar como se inicia os processos de inundação e a influência de cada sistema hídrico na dinâmica de inundação.

Convém mencionar que as imagens selecionadas na Tabela 5, referem-se apenas as análises dos processos de inundação. Outras cenas do satélite Landsat foram selecionadas para análise da cobertura vegetal da área de estudos.

Outra avaliação, adotando imagens com cota de inundação, buscou-se relacionar visualmente a resposta espectral dos componentes ópticos da água com as características dos diferentes sistemas lóticos. Também foi realizada uma análise estrutural geoestatística, tentando encontrar os fluxos preferenciais das águas em períodos de inundação com base na dependência espacial dos dados. Para tanto, sobre uma cena de inundação foi aplicado um modelo linear de mistura espectral para extração de imagens fração água, solo e vegetação. Os endmembers do modelo de mistura foram extraídos diretamente da imagem, similarmente à transformação dos dados aplicados na classificação. Sobre a imagem fração água foi recortado um trecho da água de inundação, onde foi realizada uma amostragem aleatória de 2.000 pontos para análise geoestatística. Foram gerados os semivariogramas de superfície e direcionais para buscar entender as direções que apresentam maior continuidade espacial.

4.2.5.3. Simulação das inundações baseada nos modelos digitais de elevação

Para a análise dos níveis de inundação o procedimento adotado foi o fatiamento da superfície em classes que definem a cota altimétrica de inundação. As cotas de inundação foram referenciadas à estação fluviométrica de Porto São José. Dessa forma, a partir da cota do nível d'água do rio Paraná, na estação de Porto São José, é possível analisar a cota de inundação da água para a planície. Com essa abordagem, é possível obter um referencial para os processos de inundação da planície de inundação.

4.2.6. Análise e classificação da cobertura vegetal da planície de inundação

Na Figura 15, apresentam-se os procedimentos adotados nas imagens TM e MSS para análise e classificação da cobertura vegetal da planície de inundação.

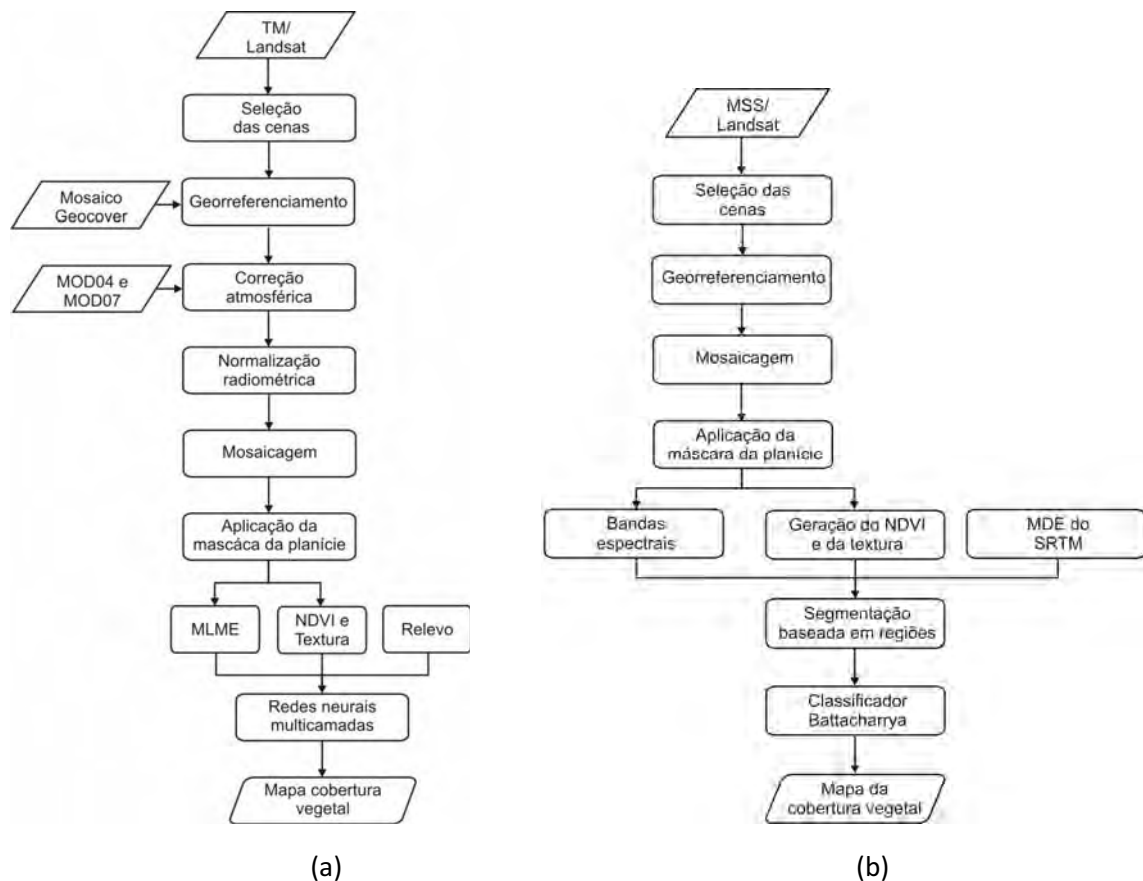


Figura 15 – Procedimentos adotados para a classificação dos dados baseados nas imagens TM (a); e MSS (b).

4.2.6.1. Seleção das cenas MSS e TM/Landsat

Para a classificação da cobertura vegetal foi necessária a utilização de 2 cenas de cada período para abranger toda a área de estudo. Na classificação das imagens TM foram necessárias cenas de órbitas diferentes, enquanto que para as MSS foram necessárias imagens de pontos diferentes na mesma órbita.

A seleção das imagens baseou-se nos seguintes critérios: disponibilidade de imagens; proximidade nas datas; características hidrológicas similares para a data de aquisição. Esses critérios buscam obter imagens em que a vegetação apresente características similares de um mesmo período sazonal e hidrológico. Hidrologicamente representa o período de águas baixas com precipitação mínima. As imagens selecionadas para classificação apresentam-se na Tabela 6.

Tabela 6 – Cenas do MSS e TM utilizados na classificação da cobertura da terra.

Período	Sensor	Data	Orbita/Ponto	Nível d'água do Rio Paraná	Média do mês anterior	Precipitação no mês (mm)
2008	TM	21/08/2008	224/076	298	300	-
		30/08/2008	223/076	310		
2007	TM	04/09/2007	224/076	270	281	0
		13/09/2007	223/076			
1996	TM	13/08/1996	223/076	252	262	35,2
		20/08/1996	224/076	270		
1985	TM	12/06/1985	223/076	306	336	119
		19/06/1985	224/076	277		
1985	TM	30/07/1985	223/076	268	303	39
		22/08/1985	224/076	290		
1975	MSS	16/12/1975	240/076	272	296	-
		16/12/1975	240/077			
Inundação	TM	01/02/2007	223/076	640	499	191
		17/04/1991	224/076	567		

Nota-se que os níveis de cota da água do rio Paraná são bastante semelhantes, com baixa pluviosidade no mês. Em relação às cenas de 1985, embora selecionado num período após pulso e de chuvas, ainda foi possível a caracterização dos alvos, uma vez que as características hidrológicas são semelhantes.

Para a análise do comportamento temporal da vegetação também foram gerados perfis NDVI para as classes de informação mapeadas na classificação. Para esse procedimento, além das imagens utilizadas na classificação foram utilizadas outras cenas para compor os perfis temporais e sazonais (Tabela 7).

Tabela 7 – Cenas TM utilizados nos perfis NDVI.

Data	Orbita/Ponto	Nível d'água do Rio Paraná	Média do mês anterior	Precipitação no mês (mm)
14/07/1985	223/076	320	315	30,6
16/09/1985	223/076	316	319	55,8
12/08/1985	223/076	256	288	0
15/05/2007	224/076	279	276	69,5
09/06/2007	223/076	255	259	14,8
02/07/2007	224/076	222	264	130,5
27/07/2007	223/076	257	273	130,5

Os dados de precipitação e nível d'água do rio Paraná foram obtidos a partir da estação pluviométrica (Cod. 02253016) e fluviométrica (Cód. 64575003) de Porto São José – PR.

4.2.6.2. Georreferenciamento das imagens MSS e TM

O georreferenciamento das imagens foi realizado no software ENVI, utilizando dados do Mosaico Geocover, do ano de 2000, como imagem de referência devido à falta de uma base cartográfica mais confiável na área de estudos. O mosaico geocover possui resolução espacial de 15 m com erro médio quadrático de 50 m. Para fins do trabalho, considerou-se esse erro associado aceitável.

No processo de georreferenciamento da cena, adotou-se um mínimo de 10 pontos de controle, com erro médio quadrático máximo de 0,5 pixels. A transformação utilizada foi uma função de primeiro grau, com reamostragem dos pixels pelo método vizinho mais próximo.

As imagens Landsat, originalmente na projeção UTM e sistema de referência SAD/69 foram convertidas para o sistema de referência WGS/84 no processo de georreferenciamento.

4.2.6.3. Correção atmosférica das imagens TM

A correção atmosférica foi realizada apenas na imagem TM de referência de 04 de setembro de 2007 e nas imagens de 2008, pois as datas coincidem com a passagem do satélite TERRA, possibilitando a obtenção dos parâmetros atmosféricos das imagens do sensor MODIS.

Fato que merece ser destacado é que os dados foram coletados pelo MODIS/TERRA têm passagem em horários bastante próximos do TM/Landsat, fator essencial na correção atmosférica, uma vez que as condições da atmosfera podem variar ao longo do dia.

Foram utilizados dois produtos MODIS para a recuperação de parâmetros atmosféricos, sendo eles o MOD04 (Produto de aerossol) e o MOD07 (Perfil atmosférico). Os arquivos possuem nível de processamento 2, conhecidos como 2G ou L2G, e são derivados de radiâncias calibradas de produtos prévios MODIS, disponibilizados no formato HDF (Hierarchical Data Format) (SOARES, BATISTA e SHIMABUKURO, 2007) com projeção Sinusoidal e sistema de referência WGS/84. A conversão para o formato Geotiff e projeção UTM foi realizada no aplicativo HEGTool.

Cada um desses arquivos possui uma variedade de produtos. Os produtos selecionados foram baseados em Mercante (2007). A espessura óptica dos aerossóis foi obtida na imagem denominada “Corrected_Optical_Depth_Land”, do produto MOD04. A imagem de espessura óptica de aerossóis possuem resolução espacial de 10 km, no comprimento de onda de 550 nm.

No produto MOD07, utilizaram-se as imagens “Total Column Precipitable – IR Retrieval” e “Total Ozone Burden” para obtenção dos parâmetros de vapor d’água e ozônio,

respectivamente. O vapor d'água encontra-se na unidade centímetros. Um centímetro corresponde a uma pressão de 1 g/cm^2 , portanto, a conversão de unidades é direta. O ozônio encontra-se na unidade Dobson, que considera a altura da camada de ozônio sob pressão no nível do mar e temperatura de 0°C . Um Dobson equivale a um milionésimo de centímetro por atm ($0,001 \text{ cm/atm}$) (MERCANTE, 2007). Esses produtos apresentam resolução espacial de 5 km.

Realizada a conversão de unidades e ajustado o fator de escala, calculou-se o valor médio dos pixels da imagem MODIS que se sobrepõe a imagem TM para cada parâmetro atmosférico. Esses valores médios foram utilizados na entrada de dados do modelo de correção atmosférica.

O modelo de transferência radiativa utilizado foi o 5S, implementado no aplicativo SCORADIS (JULLO JUNIOR, 1994). Além dos valores médios dos parâmetros atmosféricos (espessura óptica de aerossóis, ozônio e vapor d'água) são necessários os seguintes dados de entrada:

- Localização geográfica (latitude e longitude);
- Data e hora da passagem do satélite;
- Data do processamento;
- Tipo e quantidade de aerossóis presentes;
- Modelo atmosférico dos componentes gasosos (modelo tropical).

As imagens corrigidas no SCORADIS foram gravadas em formato bruto (raw), na forma de um vetor, em que cada pixel da imagem é registrado em 16 bits. As imagens resultantes da correção apresentam-se em percentagem de reflectância de superfície.

4.2.6.4. Normalização radiométrica das imagens TM

A normalização radiométrica foi utilizada na correção absoluta relativa das imagens TM/Landsat. A correção absoluta (correção atmosférica) foi realizada na cena de referência (27/09/2007) e para as outras cenas aplicou-se uma transformação baseada na imagem de referência.

Para tanto, foi utilizado o método MAD, desenvolvido por Nielsen, Conradsen e Simpson (1998), utilizando algoritmos implementados em IDL/ENVI por Canty, Nielsen e Schmidt (2004) e Canty e Nielsen (2008). A função de transformação linear é ajustada por regressão ortogonal a partir dos pixels invariantes selecionados por meio de análise de correlação canônica.

As cenas normalizadas radiometricamente foram, primeiramente, convertidas para radiância aparente e, posteriormente, reflectância aparente. Essa conversão é necessária uma

vez que a transformação para reflectância aparente não é linear, ou seja, não é capaz de ser modelada através da normalização radiométrica.

A cena de referência foi corrigida dos efeitos da atmosfera e apresenta-se em fator de reflectância de superfície. Dessa forma, ao mesmo tempo em que é realizado o ajuste radiométrico, as outras cenas são convertidas para reflectância de superfície.

Como a correção é feita para cenas de órbitas diferentes, a área selecionada para cálculo dos parâmetros da transformação linear localiza-se na faixa de sobreposição entre duas cenas. A área selecionada para normalização das cenas possui dimensões de 300 x 1800 a 400 x 2000 pixels. Os coeficientes da transformação obtidos para essa sub-cena foram aplicados em toda a cena.

No algoritmo utilizado, testaram-se várias iterações para a normalização dos dados. O resultado com uma iteração apresentou melhor resultado para a normalização entre as cenas de 2007, enquanto que 20 iterações mostraram-se mais eficientes para as outras datas. Maiores números de iterações são interessantes para mudanças mais abruptas (CANTY e NIELSEN, 2008). Os resultados podem ser avaliados através do cálculo da média e variância dos dados originais e transformados.

O algoritmo também calcula as estatísticas baseadas na distribuição t de *Student* e F de *Snedecor* para avaliar se as médias e variâncias entre a cena de referência e a cena normalizada podem ser consideradas iguais, ao nível de significância α (p-valor).

4.2.6.5. Geração da máscara da planície de inundação

A máscara foi gerada a partir da segmentação da banda 5 do TM/Landsat. Nessa banda, a água apresenta resposta quase nula, o que facilita a discriminação das áreas alagadas. Além disso, ela traz informações de umidade do solo, também considerado na delimitação da planície. Primeiramente, foi realizado o mosaico entre as cenas de 01/02/2007 (223/076) e de 17/04/1991 (224/076), que representam período de cheias. Essas imagens foram apenas georreferenciadas.

A segmentação foi baseada em crescimento de regiões, disponível no software SPRING, utilizando parâmetro de similaridade 20 e área mínima de 500 pixels. Posteriormente, foi realizada uma edição manual, adicionando ou retirando regiões que pertençam à planície de inundação.

4.2.6.6. Geração dos índices de vegetação e textura

Foram gerados os índices de vegetação e de fragmentação da paisagem, buscando realçar as características biofísicas e captar a variabilidade espacial da cobertura vegetal na planície, respectivamente. Essas informações podem auxiliar no processo de classificação da cobertura vegetal.

O índice de vegetação gerado foi o NDVI. Para a classificação da cobertura vegetal utilizou-se apenas as informações contidas no intervalo 0 a 1.

A imagem textura foi gerada a partir do cálculo do índice de fragmentação, implementado no Idrisi. O índice de fragmentação foi computado sobre a banda espectral TM4 e MSS7, uma vez que, segundo Galo (2000), essa região do infravermelho apresenta superioridade em representar a variabilidade espacial da vegetação. Adotando os mesmos critérios de Galo (2000), utilizou-se a janela de 3 x 3 para cálculo do operador de contexto.

4.2.6.7. Aplicação do modelo linear de mistura espectral nas imagens TM

Nas 6 bandas espectrais do TM aplicou-se um modelo linear de mistura espectral considerando três componentes (endmembers): Vegetação, Solo e Água. Os membros de referência de cada componente foram extraídos diretamente das imagens. Para tanto, para cada época extraiu-se a resposta espectral dos componentes puros. Calculou-se a média dos componentes para cada período e assim obteve-se a resposta espectral dos membros de referência, utilizada na aplicação do modelo de mistura.

Convém mencionar que a aplicação do MLME para a classificação foi realizada sobre as imagens corrigidas radiometricamente, enquanto que o modelo de mistura aplicado sobre a imagem de inundação foi sobre a imagem bruta (nível de cinza).

4.2.6.8. Classificação da cobertura vegetal baseada em regiões das cenas MSS

Os procedimentos aplicados na abordagem de classificação da cobertura vegetal com as cenas MSS são apresentados na Figura 16.

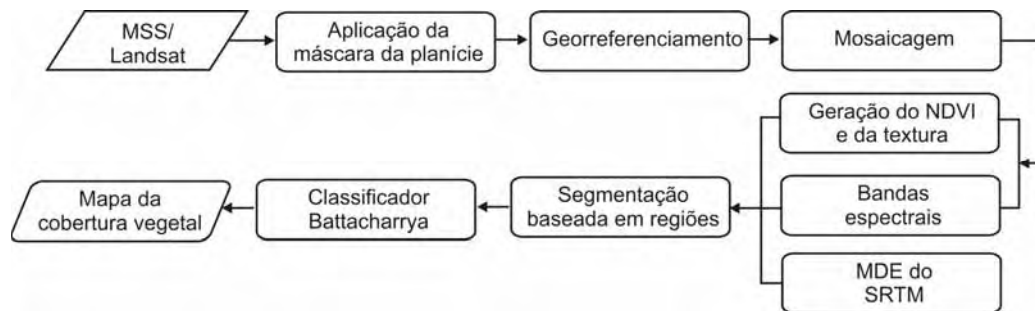


Figura 16 – Procedimentos realizados para a classificação da cobertura da planície utilizando dados MSS.

Para a classificação das cenas MSS foram utilizadas quatro bandas espectrais (verde, vermelho e duas no infravermelho próximo), o NDVI, a imagem textura e o MDE do SRTM.

Para tanto, as imagens foram segmentadas pelo algoritmo crescimento de regiões. Posteriormente à segmentação selecionaram-se as amostras que serviram de treinamento para a classificação supervisionada. As amostras foram adquiridas a partir da interpretação visual da composição colorida falsa-cor da imagem MSS e através de algumas fotos aéreas em monocromático adquiridas em 1970. A classificação da cobertura da terra baseou-se no classificador Battacharya. Esses processamentos foram efetuados no SPRING.

4.2.6.9. Classificação da cobertura vegetal baseada em Redes Neurais Artificiais das cenas TM

Para a inferência por redes neurais artificiais (RNA) utilizou-se o software IDRISI, que apresenta implementado em seu sistema o algoritmo *backpropagation*, com a inserção do termo *momentum* para minimizar os efeitos de mínimos locais.

Durante a etapa de treinamento do algoritmo, o IDRISI opera com um conjunto de padrões de treinamento. Nesses padrões, o usuário define, a priori, as classes de interesse e o módulo divide o número de pixels do processo de treinamento em um conjunto relacionado com o treinamento em si e outro para realizar a validação dos resultados. O primeiro é usado para o aprendizado da rede neural e o segundo para estimar o desempenho da rede neural sobre um conjunto de padrões que não foram utilizados no processo de estimativa de pesos da fase de treinamento (ZELL et al., 1995). Os procedimentos para o treinamento apresentam-se na Figura 17.

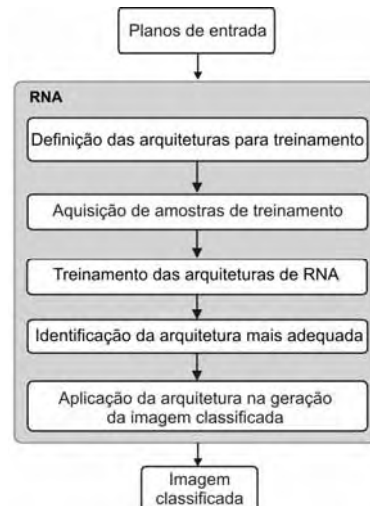


Figura 17 – Resumo dos procedimentos adotados na classificação por RNA.

A seguir detalham-se esses procedimentos:

1. Coleta de elementos amostrais representativos das classes de interesse;
2. Definição da arquitetura da rede, ou seja, do número de camadas escondidas e número de nós em cada camada;
3. Definição dos parâmetros relacionados à taxa de aprendizado do algoritmo, o termo *momentum*, e à constante que define a forma e o gradiente da função de ativação, além do critério de término das iterações ou ciclos.

Coleta de elementos amostrais para as áreas de treinamento e validação

A coleta de elementos amostrais foi realizada para cada classe de informação de interesse. Para avaliar se os elementos foram adequadamente coletados analisaram-se as estatísticas da média e variância, para cada classe.

No IDRISI, é necessária a existência de um plano de informação que compõe os polígonos digitalizados (vetores) associados a cada classe, os quais receberam um identificador diferente.

Definição da arquitetura da rede: número de camadas escondidas e número de nós em cada camada

A camada de entrada foi definida por seis nós, referentes aos respectivos planos de entrada da rede. A camada de saída da RNA foi definida por nove nós, que se referem às classes da imagem a ser classificada.

Como plano de entrada utilizou-se as três imagens fração extraída da aplicação do modelo de mistura, a informação do índice de vegetação normalizado (NDVI) e o índice de fragmentação da paisagem e a representação da superfície topográfica. As imagens fração estão representados no intervalo 0 a 1. Dessa forma, os dados de NDVI e relevo foram normalizados para a mesma escala de mensuração.

As classes de saída de interesse foram definidas no tópico 5.4.5.1, contudo a arquitetura preliminar é ilustrada na Figura 18.

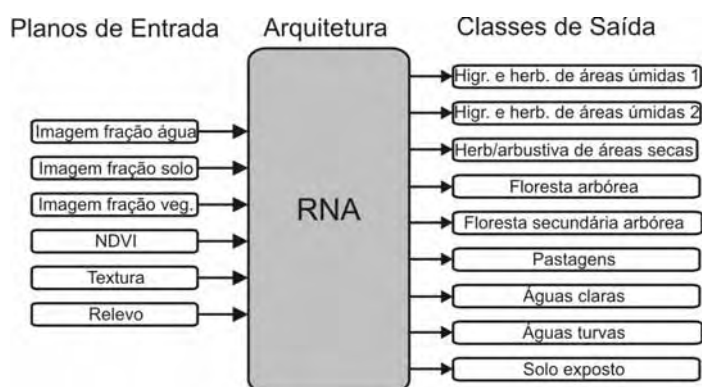


Figura 18 – Arquitetura preliminar aplicada no treinamento da RNA.

Também se realizou um experimento alterando a entrada de relevo do SRTM pela superfície gerada pelas fotos aéreas. Para tanto, todos os planos de entradas foram reamostradas para 10 m pelo método do vizinho mais próximo. A análise foi realizada com os dados de 2008.

Foram testadas arquiteturas com uma e duas camadas escondidas, variando-se o número de nós, e realizou-se o controle de qualidade pela análise do erro médio quadrático (EMQ), taxa de acurácia e coeficiente Kappa. A definição do número de nós da camada escondida foi efetuada por tentativa e erro, uma vez que não existe um procedimento bem definido na literatura para essa etapa.

Definição dos parâmetros de treinamento

A definição dos parâmetros de treinamento é um processo importante para alcançar bons resultados na classificação. A taxa de aprendizado é o parâmetro mais importante, pois caso se adote um valor muito pequeno o treinamento pode-se tornar extremamente lento, e caso se utilize um valor muito grande pode ocasionar grandes flutuações e resultar em classificações de baixa qualidade. Dessa forma, os valores para taxa de aprendizado usual é 0,01 a 0,2 (EASTMAN, 2006).

Outro parâmetro que pode ser ajustado é o fator momentum. Esse fator minimiza o problema de oscilações quando se encontra mínimos locais na superfície de erro e é usado para aumentar a velocidade do processo de convergência. Recomenda-se que esse fator seja entre 0,5 a 0,6. A constante de função de ativação sigmoidal também pode ser ajustada. Um valor positivo determina a forma da curva sigmoidal e o gradiente da função de ativação (EASTMAN, 2006).

Os próximos ajustamentos são os critérios de parada do treinamento. A configuração é baseada no EMQ. Também se pode especificar o número de ciclos de treinamento. Em alguns casos, a convergência para um resultado não é possível, especialmente quando um pequeno erro aceitável é definido. Ciclos excessivos podem causar um super-treinamento da rede. Finalmente, pode-se definir a taxa de acurácia que, quando alcançado, termina o processo de treinamento. A taxa de acurácia baseia-se nas amostras especificadas no treinamento e validação dos pixels por categoria. O usuário também pode finalizar o treinamento quando achar conveniente (EASTMAN, 2006). Segundo Galo (2000), o critério de parada também pode ser definido pela estabilização do EMQ.

Seleção das arquiteturas para análise multitemporal

Dos critérios de parada, a exatidão global e o índice kappa foram utilizados para avaliar o melhor resultado com relação à arquitetura e número de ciclos de treinamento. Finalizado o treinamento, a partir dessa estrutura os pesos das conexões da rede são salvos para aplicação no conjunto de dados de interesse.

Dessa forma, os pesos foram utilizados para a classificação temporal. Parte-se do pressuposto que o conhecimento adquirido pela rede neural na fase de treinamento pode ser aplicado para qualquer período no tempo.

4.2.7. Detecção de mudanças na cobertura vegetal

A detecção de mudanças na cobertura vegetal foi realizada com base nas imagens multiespectrais classificadas. Para tanto, sobre o resultado das classificações foram realizadas análises visuais e foram feitas tabulações cruzadas entre os mapas temáticos buscando não somente detectar as alterações, mas também entender como se dão os processos de mudanças.

Buscou-se também compreender os relacionamentos entre os processos de alteração com os tipos de usos antrópicos, caracterizado por alguns acontecimentos históricos, como grandes enchentes, construção de barragens hidroelétricas e criação de unidades de conservação.

Outro aspecto analisado foi o comportamento da vegetação sazonalmente, baseado na construção de perfis de NDVI das mesmas classes de informação da classificação.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. Processamento dos dados SRTM

Os resultados do processamento de dados SRTM são apresentados a seguir.

5.1.1. Reconstrução da superfície topográfica por geoestatística

Como já mencionado anteriormente, foi necessária a eliminação da tendência regional nos dados para inferência por krigagem ordinária. No ajuste da superfície de tendência, realizou-se o teste F de Snedecor do incremento do polinômio e dos resíduos e verificou-se que a melhoria não é significativa quando se ajusta o polinômio de grau 2. O valor de F observado ($F_{\text{obs}(0,05;27)}=1,06$) foi menor que o F tabelado ($F_{\text{tab}(0,05;27)}=2,965$).

Após a eliminação da tendência realizaram-se os procedimentos geoestatísticos sobre um trecho de 30x30 células da superfície de resíduos. Na análise estrutural, primeiramente, geraram-se semivariogramas de superfície e direcionais para verificar a anisotropia nos dados, utilizando 15 lags de alcance, sendo que o tamanho do lag representa 90 m no terreno. O semivariograma de superfície e direcionais são apresentados na Figura 19.

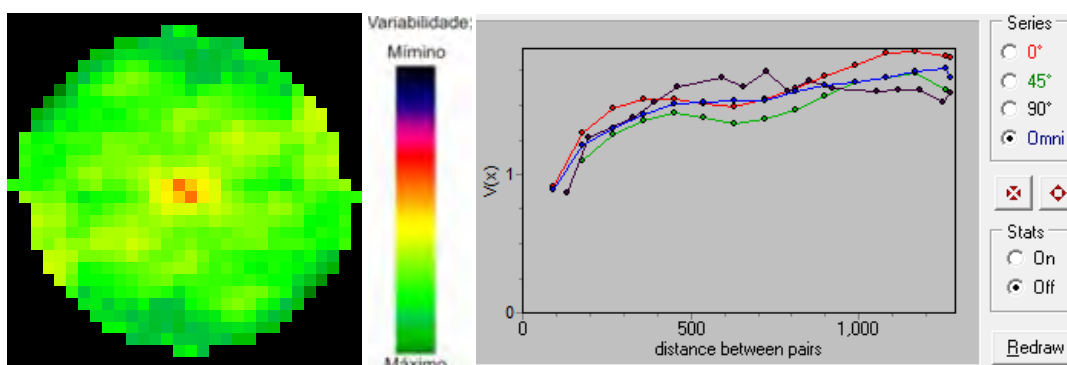


Figura 19 – Semivariogramas de superfície e direcionais.

De acordo com a Figura 19, no semivariograma de superfície e nos semivariogramas direcionais nota-se que, aparentemente, não existe nenhuma continuidade preferencial acentuada. Dessa forma, optou-se por gerar um semivariograma isotrópico (omnidirecional) (Figura 20).

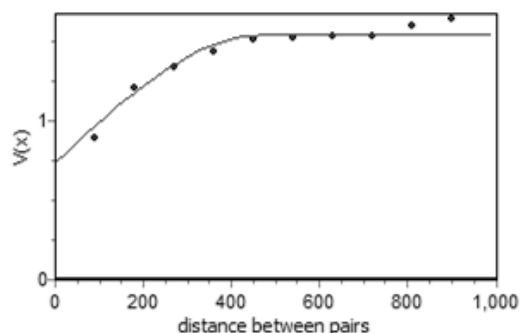


Figura 20 – Semivariograma experimental isotrópico e o modelo teórico ajustado.

O modelo teórico esférico, com alcance de 469 m, contribuição de 0,8 e efeito pepita de 0,738424 foi ajustado ao semivariograma omnidirecional experimental. O modelo teórico ajustado foi $0.738424 \text{ Nug}(0) + 0.8 \text{ Sph}(469)$

Esse modelo foi utilizado na interpolação por krigagem ordinária da superfície do terreno. Foram utilizados o mínimo de 4 e o máximo de 30 valores para a interpolação por krigagem, utilizando alcance máximo de 469 m. Após a inferência, retorna-se a superfície de tendência aos resíduos interpolados. Os resultados da representação do SRTM original e da superfície gerada podem ser comparados na Figura 21.

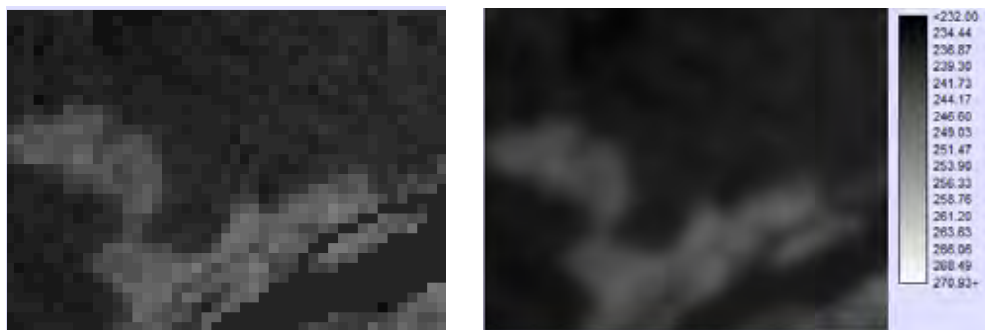


Figura 21 – Recorte da superfície original do SRTM e superfície suavizada por krigagem ordinária.

Nota-se que a superfície interpolada apresenta variações mais suaves no domínio espacial, com aspectos condizente com a realidade. Traçou-se um perfil topográfico de um trecho da planície para as duas superfícies a fim de avaliar o resultado da interpolação (Figura 22).

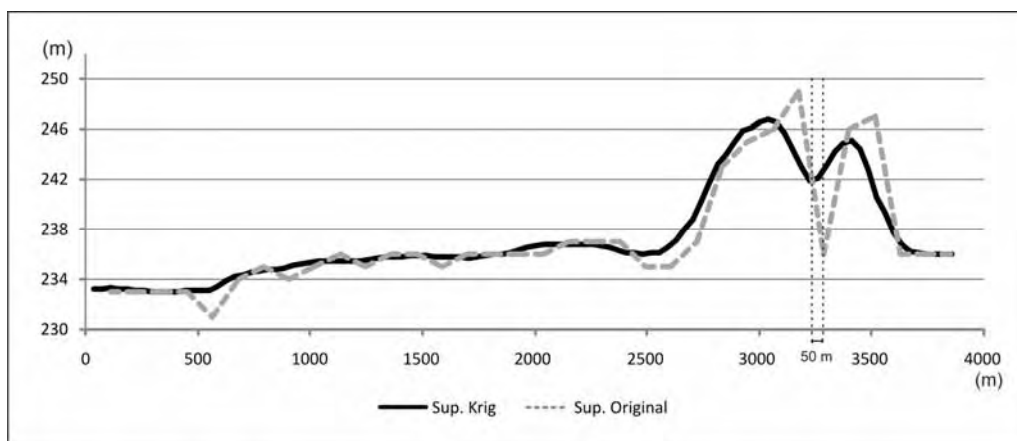


Figura 22 – Perfil topográfico de um trecho da superfície original do SRTM e a superfície inferida por geoestatística.

Nota-se na Figura 22 que a inferência por krigagem suavizou bastante a superfície do SRTM, principalmente nos picos de mínimos e máximos, como já discutido por Valeriano (2004). Também é possível notar um pequeno deslocamento na posição dos picos em torno de 50 m. No caso desse trabalho, a abordagem adotada é relevante, uma vez que os ruídos são minimizados e a informação altimétrica é generalizada para a classificação da cobertura vegetal.

A partir dos pontos de controle coletados no terreno foi realizada uma análise de tendência, baseado em Galo e Camargo (1994) e Nogueira Jr (2003). Os resultados da análise realizadas nos pontos de controle e na superfície gerada pelas imagens digitais aéreas, apresentam-se na Tabela 8 e 9, respectivamente.

Tabela 8 – Resumo das estatísticas da análise de tendência do SRTM com base nos pontos de controle.

Estatística	Alt (m)
Média	2.201
Desvio Padrão	2.559
$t_{(calc)}$	3.332
$t_{tab(14;0,05)}$	1.7313
H_0	Rejeita

Tabela 9 – Resumo das estatísticas da análise de tendência do SRTM com base na superfície gerada pelas imagens digitais aéreas

Estatística	Alt (m)
Média	1.9443
Desvio Padrão	1.8539
$t_{(calc)}$	7.2662
$t_{tab(47;0,05)}$	1.6772
H_0	Rejeita

Dessa forma, verificou-se que a superfície do SRTM apresenta uma tendência positiva aproximada de 2 metros. Ao considerar que o SRTM apresenta uma acurácia em altimetria

de 16 metros e resolução espacial original de 90 m, o erro associado encontrado na superfície é considerado aceitável. Normalmente, os pontos de controle coletados estão situados nas margens dos canais e rios e são influenciados por arbustos e árvores, bastante comuns ao longo dos diques marginais. Esse fato pode indicar que a tendência positiva pode estar associada à influência da vegetação. Porém, quando se analisa a tendência em relação ao modelo digital gerado a partir das imagens aéreas, esse acréscimo persiste.

5.1.2. Ajuste e eliminação da tendência regional do rio Paraná na superfície do relevo

Como o processo de estimação foi baseado numa função linear, como esperado, o ajuste da superfície de primeiro grau foi suficiente para representar a tendência no rio Paraná. O aumento do grau da superfície não foi significativo segundo o decremento dos resíduos no teste estatístico F de Snedecor.

A superfície do relevo de interesse foi obtida pela subtração da representação do terreno gerado por geoestatística pelo plano inclinado ajustado na superfície de tendência. À essa superfície somou-se um valor constante, para todas as células, que representa a altitude ortométrica da estação fluviométrica de Porto São José (PSJ). Assim, a superfície gerada apresenta uma nova escala de medida por intervalo, partindo do referencial das cotas do nível d'água do rio Paraná na estação de Porto São José. Dessa forma, é feita a seguinte leitura: 3 m de cota representa a área que pode ser inundada a partir da elevação de 3 m na estação fluviométrica de Porto São José.

5.2. Processamento das imagens digitais aéreas

5.2.1. Fototriangulação e geração de MDE

Os procedimentos de fototriangulação do bloco de imagens digitais foram realizados após a pré-correção das imagens. A seguir, apresentam-se a configuração das aerofotos e a distribuição dos pontos de apoio e de enlace (Figura 23).

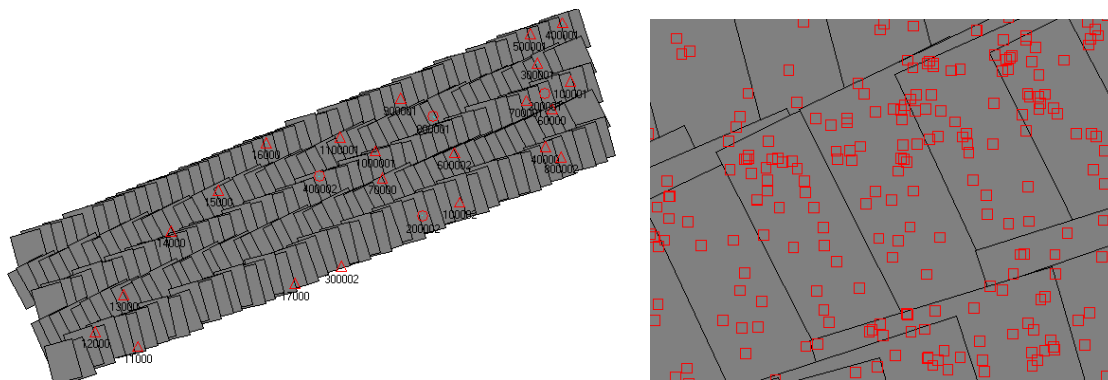


Figura 23 – (a) Configuração do bloco de imagens digitais aéreas com localização dos pontos de controle. (b) Configuração do bloco de imagens digitais aéreas em detalhe com localização dos pontos de enlace.

O processo de fototriangulação resultou num erro médio quadrático global de 0,34 pixels, equivalente a aproximadamente 11 centímetros. Os resíduos dos pontos de controle apresentaram-se abaixo de 0,2 metros, enquanto que nos pontos de checagem apresentaram-se menores que 1 metro. Os resultados da fototriangulação foram bastante satisfatórios considerando-se a distribuição dos pontos de apoio, distorção nas lentes e homogeneidade da área.

O MDE gerado a partir das fotografias aéreas foi filtrado para suavizar os ruídos introduzidos pela distorção radial da lente. A superfície do relevo é ilustrada pela Figura 24.

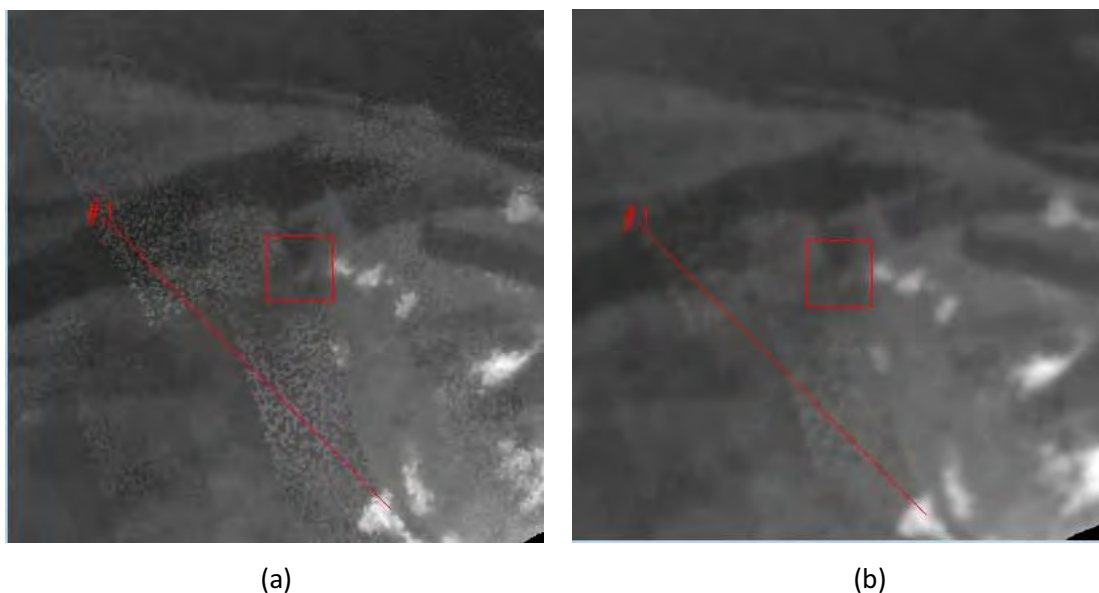


Figura 24 – (a) Superfície altimétrica com problemas na sobreposição entre estereomodelos. (b) Superfície filtrada com filtro da média, com janela de 7 x 7.

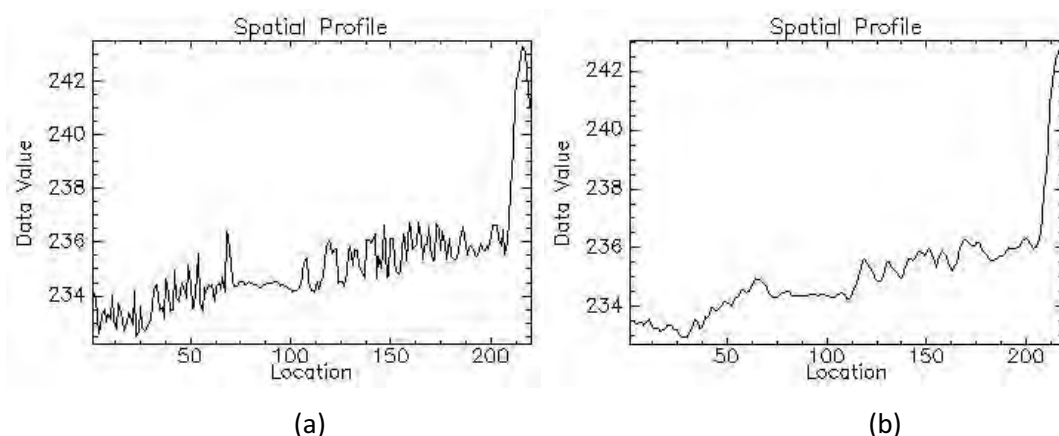


Figura 25 – (a) Perfil topográfico gerado sobre a superfície original. (b) Perfil topográfico gerado após filtragem pela média.

Nota-se na Figura 25, que a filtragem no domínio espacial minimizou o efeito de alta frequência nas regiões de sobreposição dos modelos. Outra alternativa seria a filtragem no domínio das frequências aplicando-se, por exemplo, uma transformada de Fourier; ou a inferência por geoestatística. Porém, essas opções foram descartadas devido ao alto custo computacional da geoestatística e à dificuldade de estabelecer um filtro que remova exatamente as frequências de interesse no domínio das frequências. Na Figura 26 apresenta-se o MDE gerado a partir das imagens digitais aéreas.

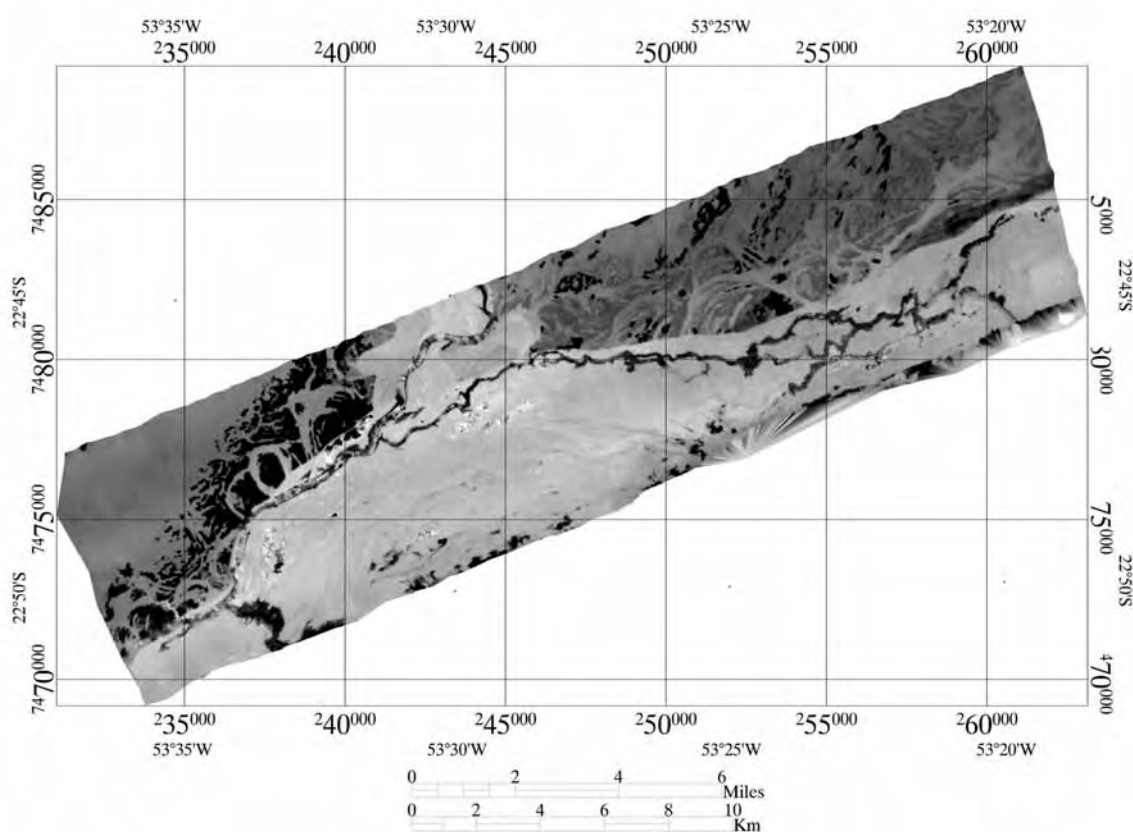


Figura 26 – Modelo digital de elevação gerada a partir das imagens digitais aéreas.

Na validação calcularam-se a diferença entre valores observados da amostra de validação (25 pontos) e os valores estimados. Foi realizada a análise de tendência das médias de *t* de *student* para a altimetria. Os valores da estatística *t*, apresentados na Tabela 10, permitem aceitar a hipótese nula. Portanto, a representação do relevo não apresenta tendência em altimetria.

Tabela 10 – Resumo das estatísticas da análise de tendência do MDE gerado a partir das imagens aéreas em relação aos pontos de controle.

Estatística	Alt (m)
Média	-0.3936
Desvio Padrão	2.1941
$t_{(calc)}$	-0.9148
$t_{tab(25;0,05)}$	1.7081
H_0	Aceita

Após verificar que o modelo computacional está livre de tendências, o MDE foi utilizado para ortorretificação das imagens aéreas, gerando um mosaico com resolução espacial de 1 m (Figura 27). O mosaico foi gerado através da aplicação de correções de cor e *matching* do histograma para reduzir as diferenças de brilho das imagens aéreas, disponíveis no módulo de mosaico do Erdas Imagine. O MDE gerado a partir das imagens aéreas foi utilizado na classificação da cobertura vegetal substituindo a representação gerada pelo SRTM. O resultado desse procedimento será apresentado posteriormente, em 5.4.5.4.

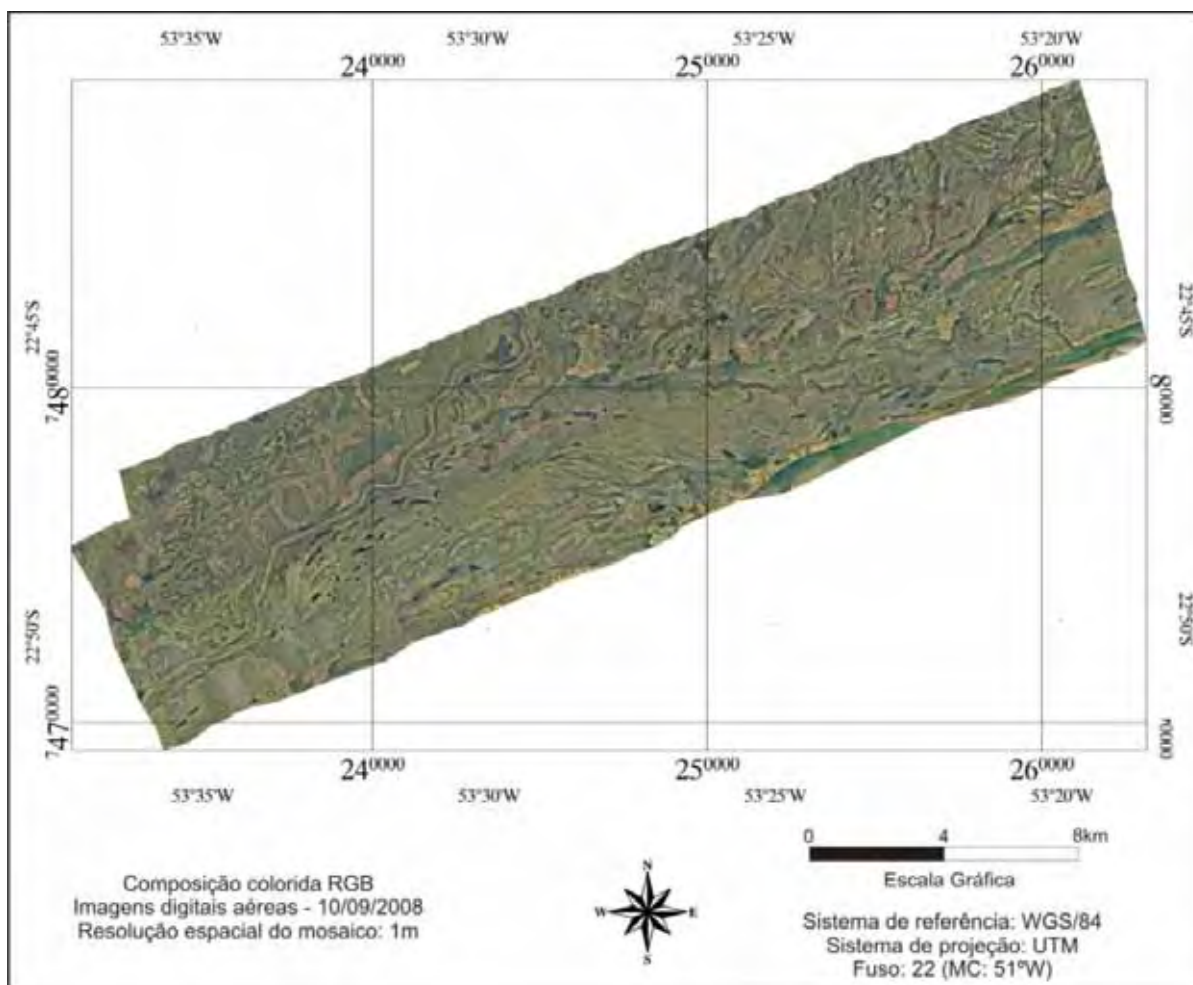


Figura 27 – Mosaico das imagens digitais aéreas na área de estudo.

5.3. Processos de inundação no alto curso do rio Paraná

A análise dos processos de inundação baseou-se na análise dos dados hidrológicos do rio Paraná e Ivinheima, imagens multiespectrais do sensor TM e em modelos digitais de elevação. Os resultados e discussões são apresentados a seguir.

5.3.1. Análise dos dados hidrológicos no rio Paraná e Ivinheima

As análises baseadas na média mensal e no histograma das cotas do nível d'água do rio Paraná demonstram alterações bastante significativas no regime hidrológico do rio Paraná. A média mensal e a frequência das cotas hidrométricas do rio Paraná para os intervalos definidos são apresentadas nas Figuras 28 e 29, respectivamente.

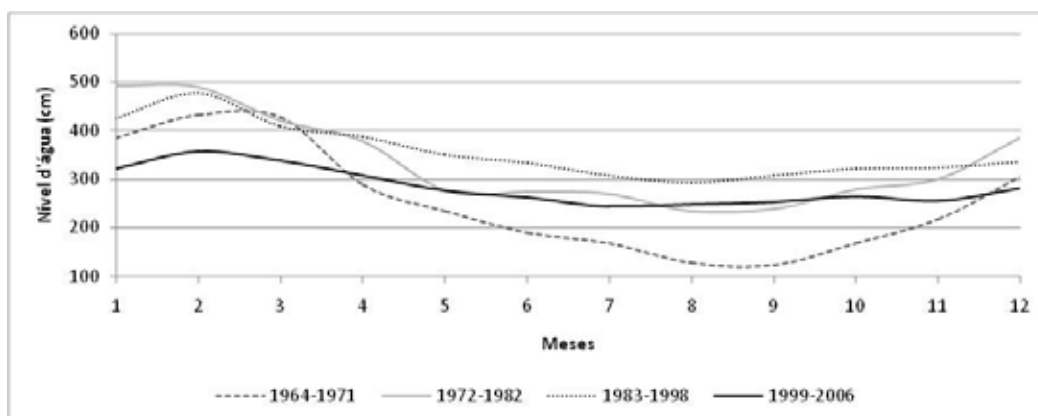


Figura 28 – Médias mensais dos níveis hidrométricos na estação fluviométrica de Porto São José em diferentes períodos históricos de construção de barragens.

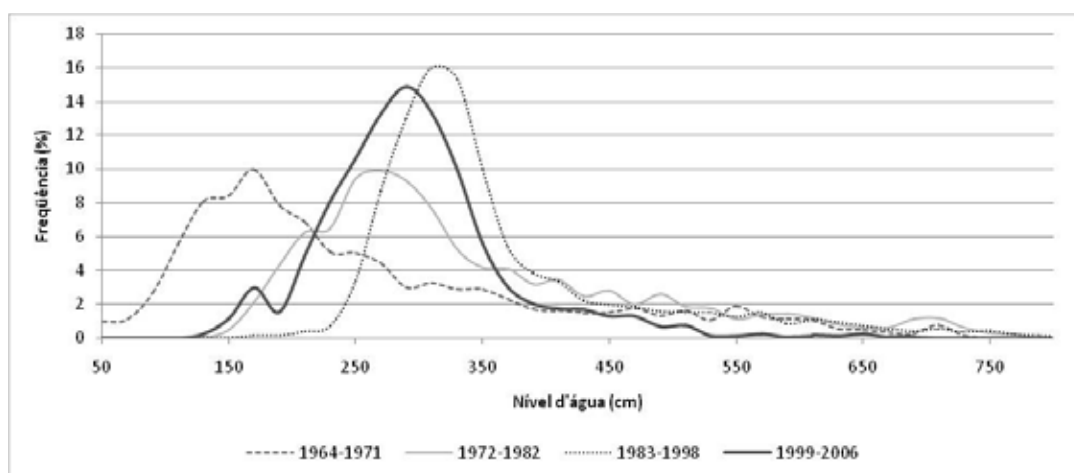


Figura 29 – Distribuição das frequências de ocorrência dos níveis hidrométricos da estação fluviométrica de Porto São José em diferentes períodos históricos de construção de barragens.

No período de fluxo natural do rio Paraná (1964-1972), nota-se um comportamento senoidal com os valores médios máximos representando os grandes pulsos de inundação no período chuvoso e os valores médios mínimos representando o baixo nível d'água nos meses secos, chegando a uma cota de 100 cm entre agosto e setembro. Com a construção das barragens (1972-1982), nota-se uma maior regulação do fluxo, alterando a classe modal (270 cm), mas mantendo a frequência modal (amplitude). Com a finalização da construção das barragens (1983-1998), há um aumento médio nos fluxos mínimos e uma maior regulação do fluxo médio, verificado pela redução da variabilidade em torno da moda. Após a construção da barragem de Porto Primavera, novamente ocorre redução no fluxo médio das águas (290 cm), mas o detalhe que mais chama atenção é o achatamento dos picos máximos. Esse período apresenta a menor série histórica, podendo influenciar nas análises. Nesse período, o baixo nível do rio Paraná devido aos anos secos, pode ter influenciado no deslocamento para a esquerda da moda.

Embora o período relacionado ao início da operação de Porto Primavera seja relativamente curto e não esteja inserido o ano de 2007, ano de cheia, esse padrão hidrológico apresentado já foi cogitado anteriormente por Rocha (2002). O achatamento dos picos reduz os pulsos de inundação em intensidade, frequência e duração, e por consequência, diminui o grau de conectividade dos ambientes terrestres, aquáticos e de transição.

De acordo com Meurer (2004), pela metodologia de Gumbel, o intervalo de recorrência para a cota de 600 e 700 cm é de 2,6 e 5,7 anos, respectivamente. Tais intervalos de recorrência são baseados em toda a série histórica, sendo necessário que essa análise seja realizada considerando as atuais condições hidrológicas do rio.

Na Figura 30 e 31, apresentam-se, respectivamente, as médias mensais e as frequências de ocorrência dos níveis fluviométricos da estação Ivinhema.

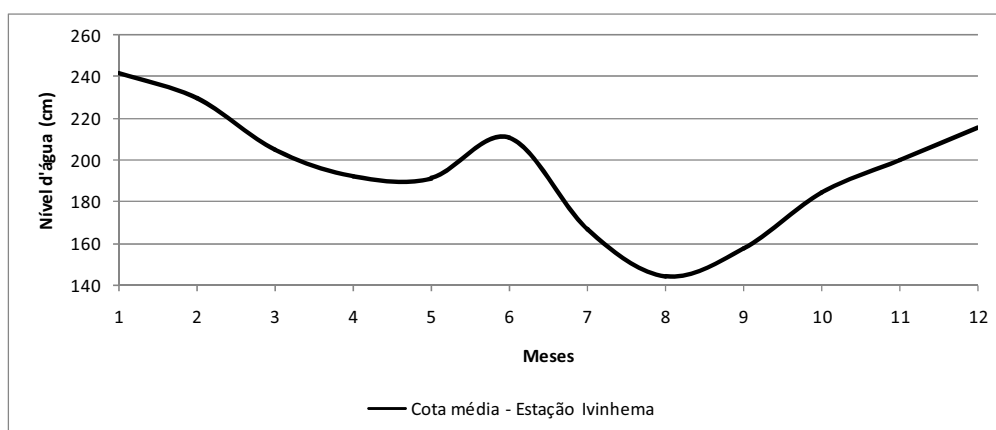


Figura 30 – Médias mensais dos níveis hidrométricos na estação fluviométrica de Ivinhema.

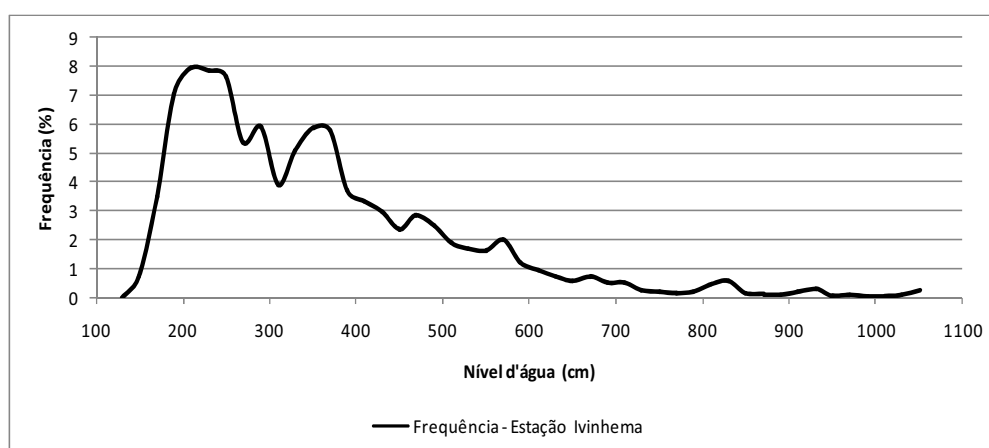


Figura 31 – Distribuição das frequências de ocorrência dos níveis hidrométricos da estação fluviométrica Ivinhema.

Nota-se que os pulsos no rio Ivinhema ocorrem no período de dezembro a fevereiro e, em menor intensidade, em junho. Por esse motivo, provavelmente o gráfico de

frequência relativa apresenta uma configuração bimodal, próxima a 210 e 350 cm. Nota-se que as frequências são mais distribuídas do que a do rio Paraná, configuração encontrada em rios de menores dimensões e livre de barramentos.

A seguir, na Figura 32, apresentam-se gráficos do nível fluviométrico diário durante os quatro anos anteriores aos períodos de aquisição das imagens multiespectrais utilizadas no trabalho. As setas indicam o período de aquisição das cenas para classificação da cobertura vegetal e possibilitam verificar se a resposta espectral das imagens multiespectrais é influenciada pela variação nos níveis hidrométricos, principalmente em anos de pulsos de inundação.

Nota-se, na Figura 32, que entre 1972 e 1975 apresentam-se grandes pulsos no período das águas altas e alguns pequenos pulsos em períodos de águas baixas. Como já discutido por Rocha (2002), os anos de 1982 e 1983 são anos de cheias históricas devido ao fenômeno do El Niño, quando a planície manteve-se inundada em grande parte do ano. Nesse período, o nível d'água do rio atingiu 874 cm em Porto São José, maior magnitude registrada até os dias atuais. Assim, a resposta espectral das imagens de 1985 apresenta influência desse pulso histórico e da inundação sazonal do período de águas altas.

No gráfico de 1993 a 1996 (Figura 32), nota-se que os pulsos são mais regulares nos períodos de chuvas. Em 1996, não houveram pulsos de inundação de grande intensidade, mas pequenos pulsos, com baixa intensidade e duração.

O período de 2004 a 2007 representa um período após o início do funcionamento do reservatório de Porto Primavera. Nota-se que o nível hidrométrico está mais regulado, com pulsos de baixa intensidade em 2004 e 2006, e maior intensidade em 2005 e 2007. Também é possível verificar uma alta frequência no nível hidrométrico durante o fluxo normal do rio, fato que pode estar associado com a abertura e fechamento das comportas da usina hidroelétrica ao longo do dia.

Em vista do que foi discutido e apresentado, os pulsos de inundação não são unimodais e previsíveis como rios da bacia Amazônica. Além dos pulsos de potamofase, as fases de enchimento e vazante, a alta frequência dos pulsos de baixa intensidade e duração caracteriza a dinâmica do alto curso rio Paraná. Essas características, e sua soma, são o que Neiff (1990) apontou como sendo os pulsos de energia ou hidrossedimentológico, intrínsecos ao rio Paraná.

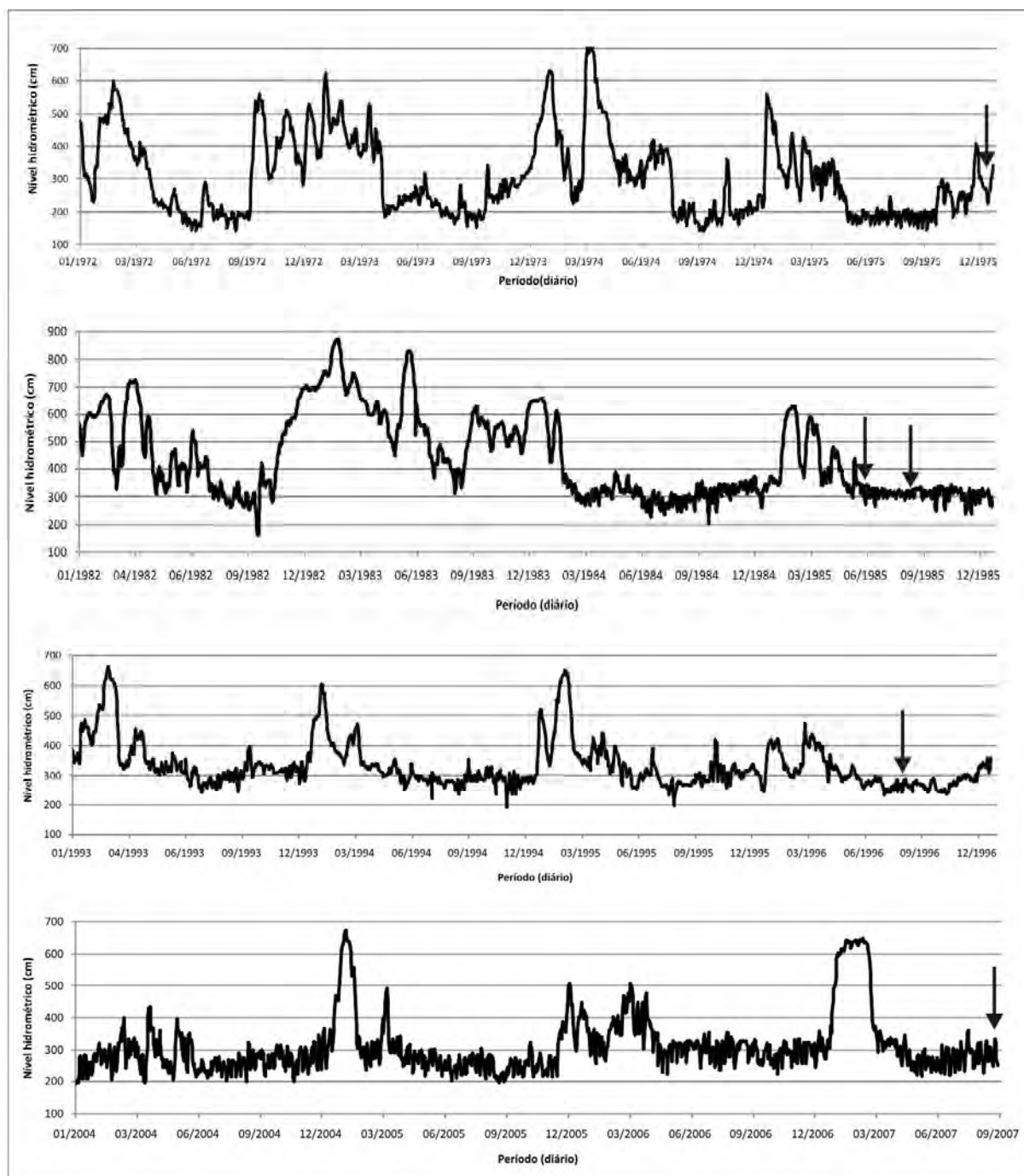


Figura 32 – Gráficos do nível hidrométrico diário para o período de aquisição das imagens MSS e TM. As setas indicam o período de seleção das imagens orbitais.

5.3.2. Análise das inundações baseadas nas imagens multiespectrais TM

A seguir apresentam-se alguns cenários de início dos processos de inundação no alto curso do rio Paraná, em específico a área do rio Ivinheima-Baía-Paraná, uma vez que nessas regiões os processos são mais intensos.

Nota-se na Figura 33, que a inundação é estritamente do rio Paraná. A cota do rio Paraná é de 504 cm, enquanto que a cota do Ivinheima é de 354. Nesse cenário, o início das inundações ocorrem com a entrada das águas do rio Paraná, pelos rompimentos de diques marginais, refluxo pelos canais de ligação (Ipoitã, Corutuba, foz do Baía), entrada pelas lagoas conectadas, percorrendo os paleocanais até as regiões mais baixas da planície. As setas indicam esse processo e o sentido do fluxo das águas.

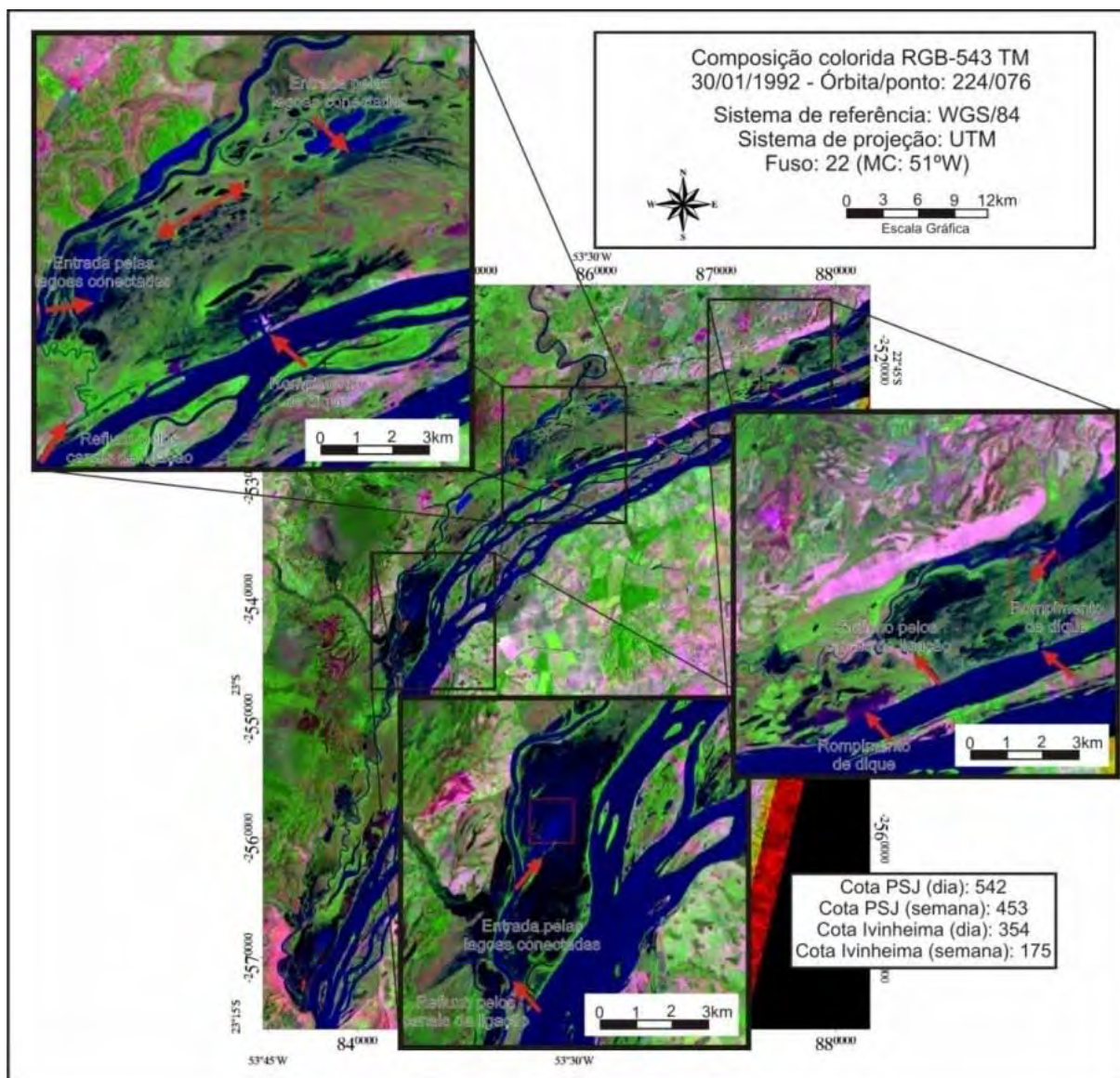


Figura 33 – Processos de inundação pelo rio Paraná.

Na Figura 34, pode-se verificar o início do processo de inundação exclusivamente causada pelo rio Ivinheima, que se apresenta sob cota de 510 cm enquanto que o rio Paraná permanece com cota de 307 cm. Nesse caso, a inundação ocorre, principalmente, através das lagoas que apresentam conexão com os canais, sendo mais comum na região do baixo Ivinheima.

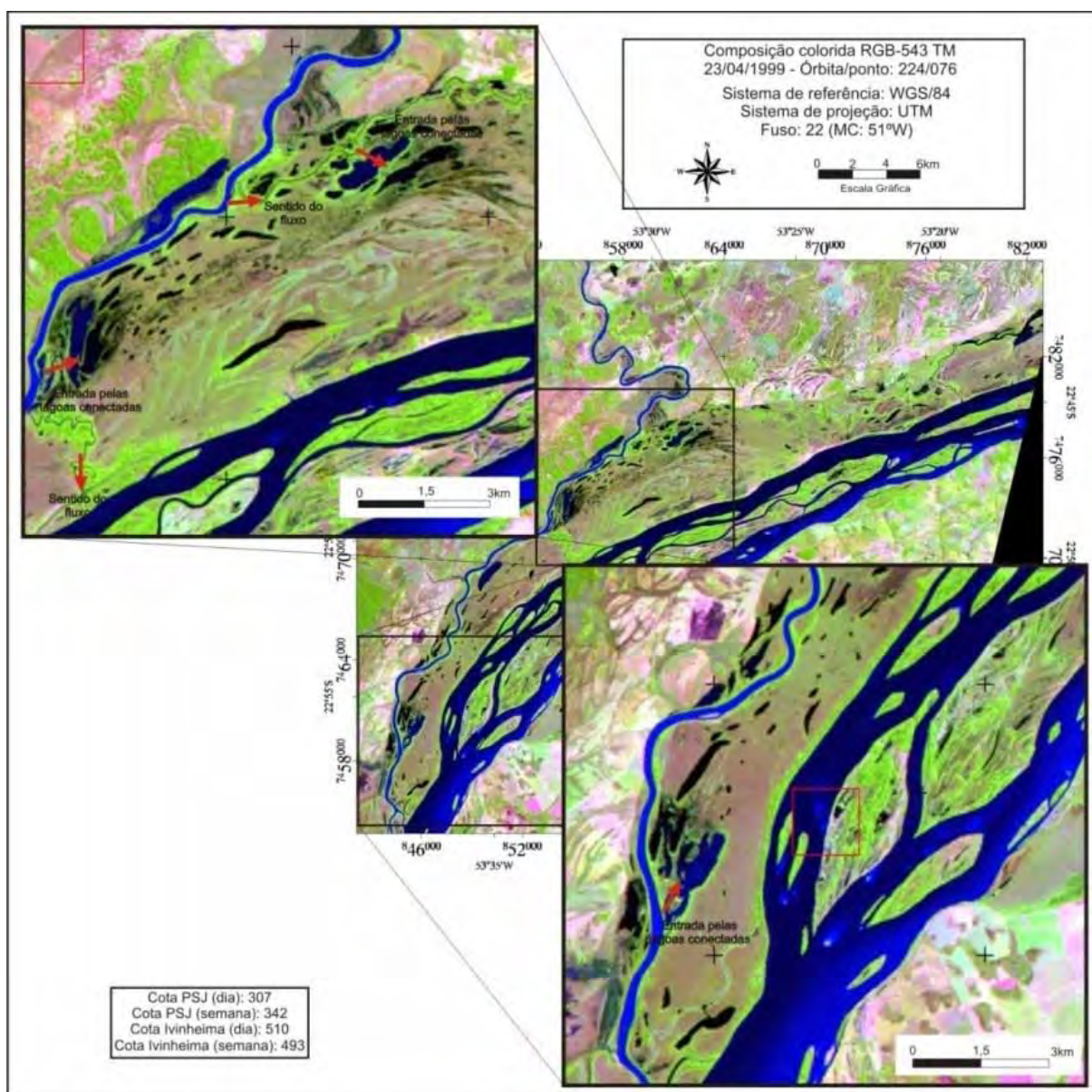


Figura 34 – Processos de inundação pelo rio Ivinheima.

Outro cenário, apresentado na Figura 35, nota-se que se trata de uma inundação combinada do rio Paraná e do rio Ivinheima. A inundação se dá pela entrada das águas pelos rompimentos de diques e pelos canais de conexão das lagoas. Os processos de inundação na área do rio Baía são bastante intensos, e o sentido do fluxo das águas segue os canais e paleocanais. Também é possível verificar um padrão de um grande paleocanal na área do rio Ivinheima, que pode estar associado ao antigo leito do rio Paraná.

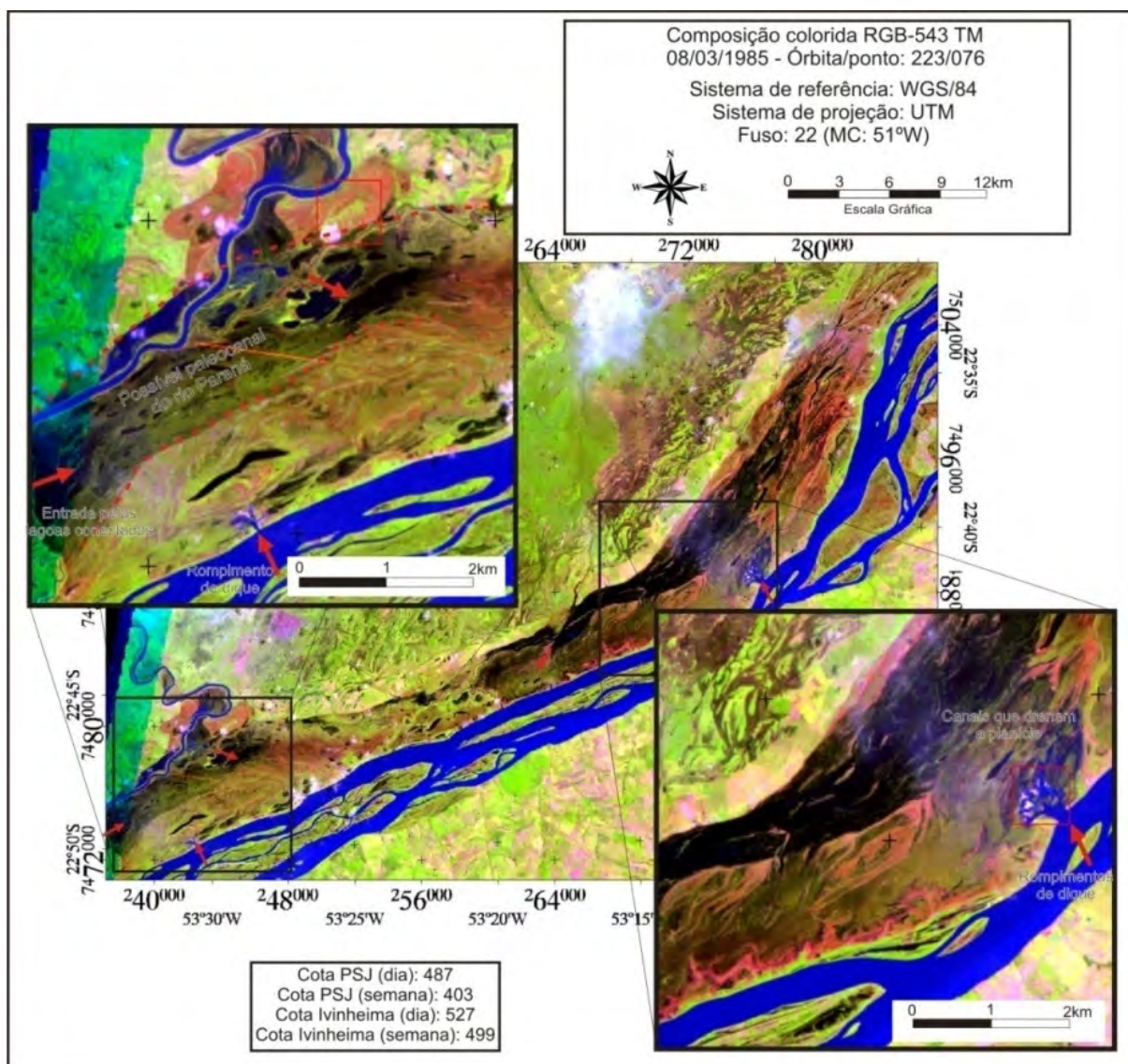


Figura 35 – Processos de inundação pelo rio Ivinheima e rio Paraná.

Também foram avaliadas algumas imagens de inundação da planície de inundação. Na Figura 36, é possível verificar uma cena de inundação que compreende a região do Ivinheima-Corutuba-Paraná. A composição colorida RGB-321 realça as características dos componentes opticamente ativos presentes na água. Segundo Rocha (2000), as águas do rio Paraná apresentam características de águas mais claras com baixa concentração de materiais inorgânicos e orgânicos, enquanto que o rio Ivinheima apresenta alta carga de sólidos em suspensão. Essas características são bastante visíveis na composição colorida. A região em torno do canal Corutuba apresenta uma coloração mais escura (preta) que pode indicar áreas de maior concentração de substratos orgânicos e inorgânicos em suspensão e dissolvidos, que é característico do rio Baía. Além de aparentemente ser uma área que sofre baixa influencia dos fluxos dos rios. Dessa forma, baseado no comportamento espectral da água é possível delimitar zonas de influência (linha pontilhada, na Figura 36) de cada sistema hídrico sobre a planície de inundação. Um zoneamento foi proposto por

Rocha (2002), porém é difícil realizar esse tipo de limite uma vez que os processos são dinâmicos e dependem da intensidade das descargas dos sistemas fluviais.

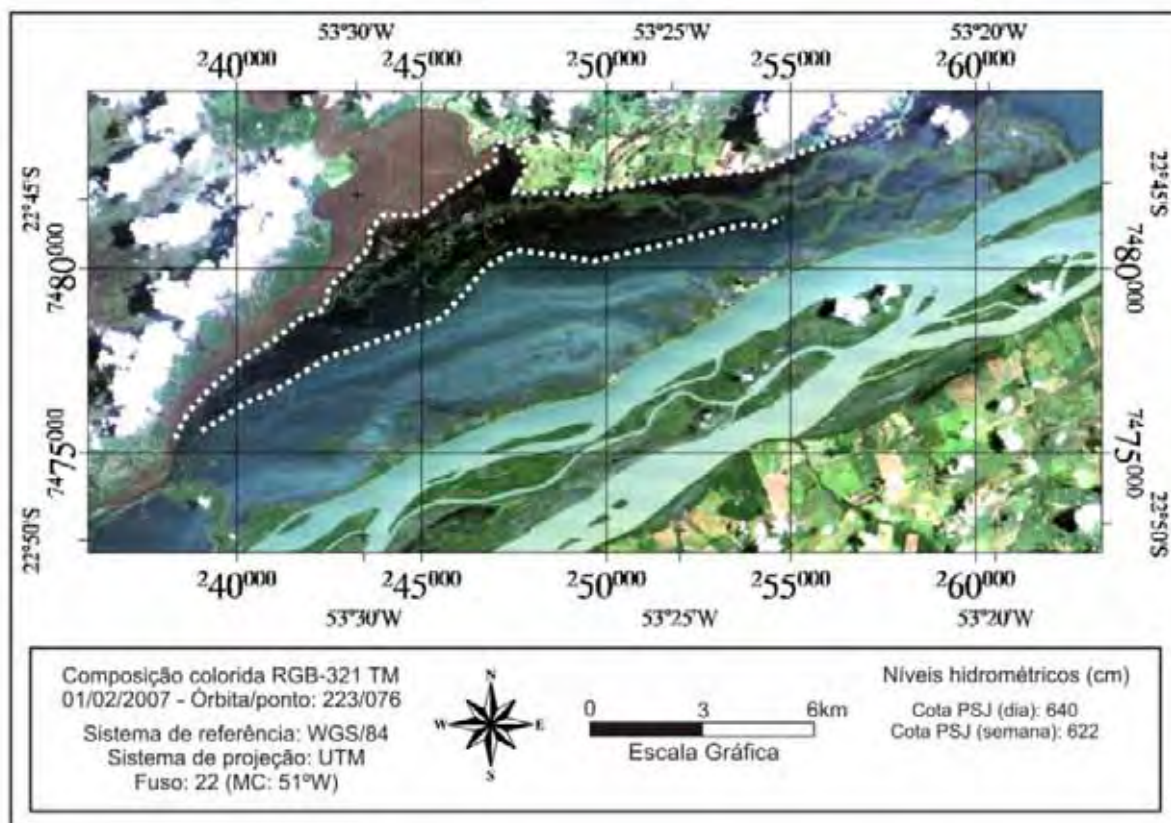


Figura 36 – Sistema inundado sob influência do rio Ivinheima e Paraná e Baía. A linha pontilhada delimita as diferentes respostas espectrais da água.

Ferreira e Rotta (2008), Rotta et al. (2009), Samizava et al. (2008) demonstram a viabilidade de utilização de produtos de sensoriamento remoto para monitoramento dos componentes opticamente ativos no sistema do rio Paraná. Esses estudos consideram o período de águas baixas, sendo necessário realizar uma avaliação durante os períodos de inundação, mas a análise visual já apresenta indícios da capacidade de detecção desses componentes.

Outra cena de inundação causada exclusivamente pelo rio Ivinheima é apresentado na Figura 37. A coloração marrom indica a carga suspensa do rio, enquanto que as áreas inundadas em tonalidade de preto são, aparentemente, regiões em que ocorre o revolvimento da matéria orgânica que foi elaborada na planície durante o período de seca.

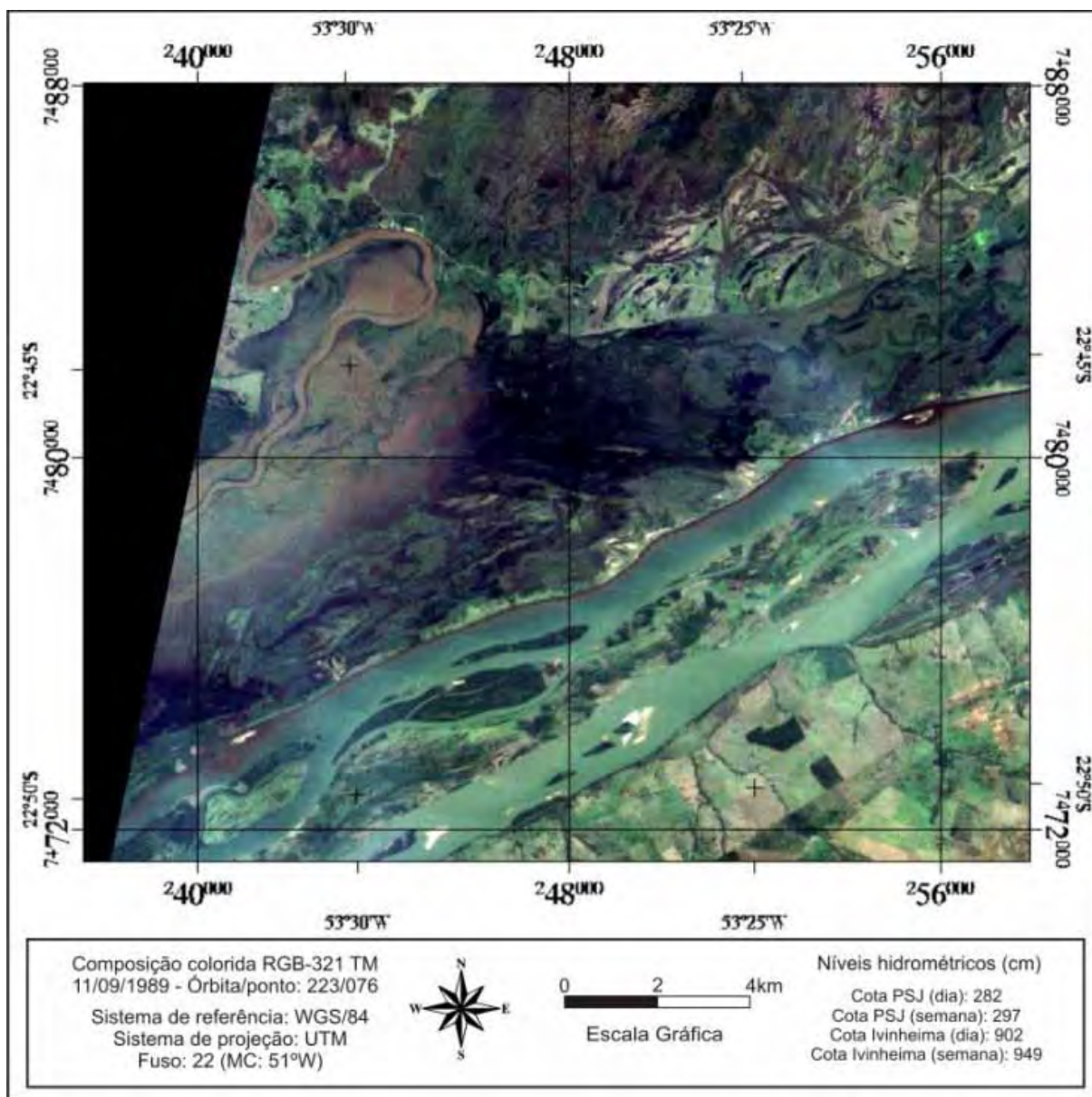


Figura 37 – Inundações causadas exclusivamente pelo sistema do rio Ivinheima.

Foi realizada uma análise estrutural geoestatística sobre a imagem de inundação de fevereiro de 2007 (Figura 36) buscando encontrar relacionamentos dos fluxos das águas com a dependência espacial. Dessa forma, sobre a imagem de inundação aplicou-se uma transformação baseada no modelo de mistura linear. Os endmembers foram extraídos da própria imagem, sendo eles: vegetação, solo e água. Para a análise estrutural geoestatística gerou-se uma amostragem aleatória sobre a imagem fração água, num trecho da área inundada na planície. A partir dessa amostra foram gerados os semivariogramas de superfície (Figura 38) e direcionais (Figura 38) buscando encontrar anisotropia e uma direção que apresente maior continuidade espacial, que pode indicar o fluxo preferencial da água em períodos de grandes inundações.

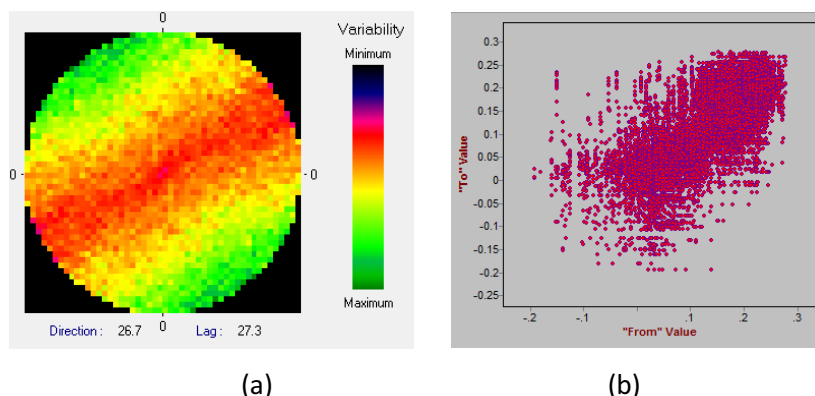


Figura 38 – Semivariograma de superfície (a) e gráfico de dispersão com 5 lags (b)

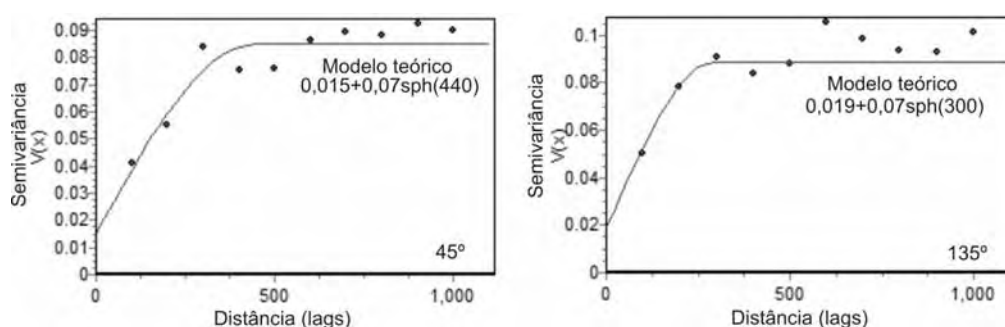


Figura 39 – Semivariogramas direcionais: 45° e 135°.

Nota-se que nos semivariogramas e no gráfico de dispersão existe uma anisotropia associada, com maior continuidade em 45° e menor em 135°. Essa direção é identificável visualmente na imagem, onde as águas parecem fluir de acordo com os paleocanais na planície de inundação.

5.3.3. Simulação das inundações baseada em modelos digitais de elevação

A superfície topográfica do SRTM, referenciada na altimetria da régua do nível d'água da estação fluviométrica de Porto São José, foi utilizada para análise dos níveis de inundação. A superfície foi fatiada em classes de 1 m (Figura 40). O zero da régua representa a altitude ortométrica de 232 m.

De forma geral, verifica-se que a região em que ocorrem as inundações está associada à área a montante da foz do rio Avaí. O compartimento Ilha Grande apresenta ilhas que estão situadas em patamares mais altos topograficamente e dificilmente encontram-se inundados.

Os diques marginais ocorrem ao longo da planície, com cota acima de 5 m. Entretanto, convém mencionar que a informação de altimetria nas áreas dos diques marginais são influenciadas pelas copas das árvores, uma vez que a banda C do radar interferométrico não é capaz

de atravessar totalmente o dossel. Esses diques compõem como barreira natural para a entrada das águas do rio para a planície.

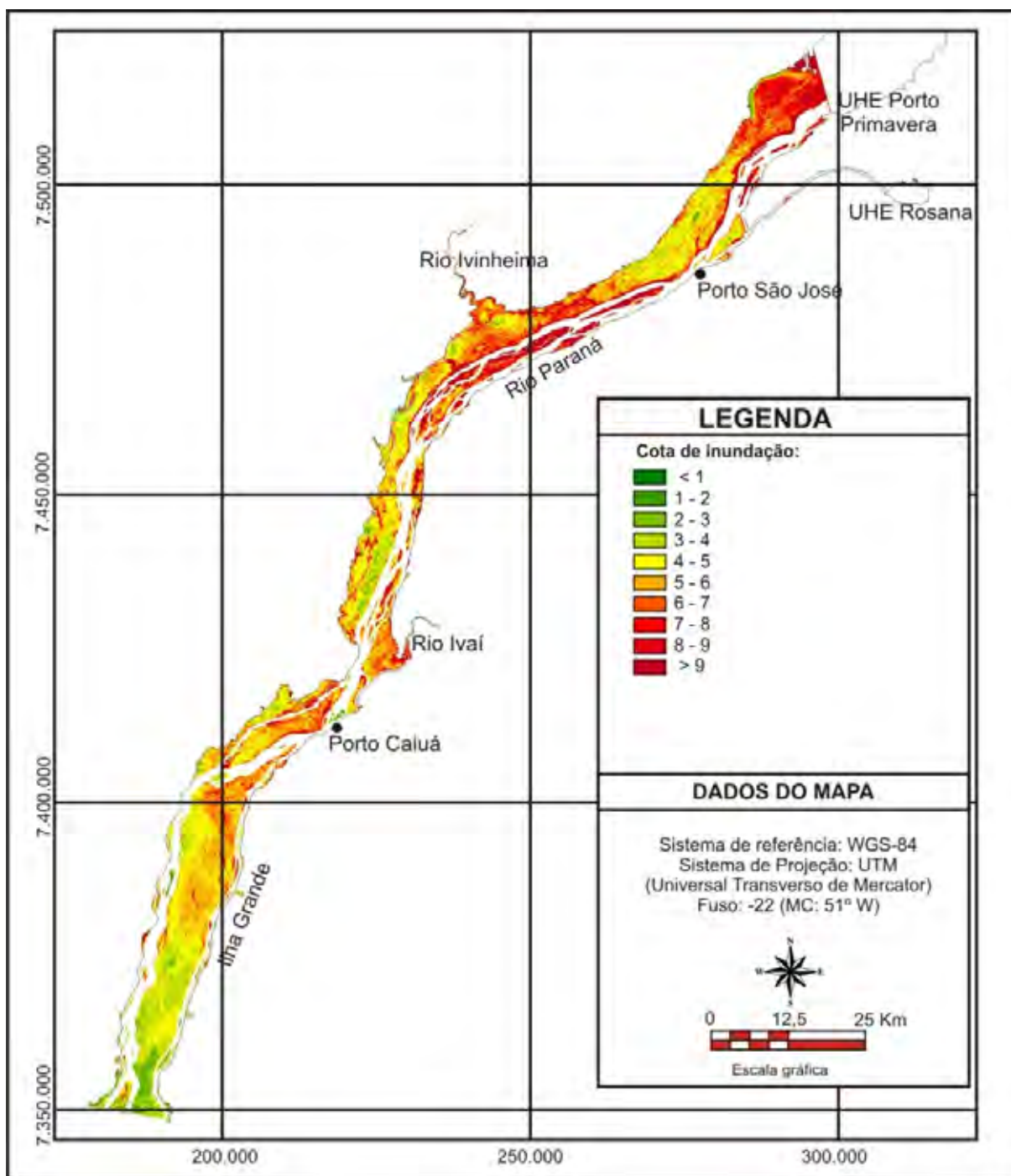


Figura 40 – Níveis de inundação referenciados às cotas de nível d'água do rio Paraná na estação Porto São José.

Segundo Rocha (2002), quatro níveis d'água assumem importância para os processos de inundação na planície de inundação baseados na cota fluviométrica da estação Porto São José: 3,5 m, nível de base que através dos processos de lençol freático mantém perene as lagoas fechadas no interior das ilhas do rio Paraná; 4,6 m, considerado como estágio de margens plenas, a

partir do qual as barras do rio Paraná são encobertas e inicia-se o processo de entrada da água na planície por alguns canais de ligação até as áreas mais baixas topograficamente; 6 m, cota que a maior parte da planície permanece alagada, com entrada pelos rompimentos de dique marginal; 7 m, estágio de margens plenas naturais, há transbordamento completo na planície e pode ocorrer fluxo sobre ela. Cabe ressaltar que esses níveis estão relacionados com o trecho que compreende o complexo rio Paraná-Ivinheima-Baía.

A proporção da área da planície inundada a partir das classes fatiadas pode ser verificada na Tabela 11.

Tabela 11 – Proporção dos pixels da planície para cada classe temática.

Classe	<1	1-2	2-3	3-4	4-5	5-6	6-7	7-8	8-9	>9
Percentagem das classes %	0,036	0,001	0,009	0,037	0,116	0,233	0,24	0,134	0,069	0,041
Percentagem das classes acumulada (%)	0,036	0,037	0,046	0,084	0,2	0,432	0,672	0,805	0,874	0,915

Nota-se que até a cota de 5 m, as áreas possivelmente inundadas são pouco representativas com apenas 20% da área total da planície. A partir dessa cota, o aumento das áreas inundadas é bastante elevado. Atingindo a cota entre 5 a 6 metros, 43,2% da planície pode estar inundada.

A seguir, na Figura 41, apresentam-se três trechos em detalhe do mapa temático dos níveis de inundação.

A Figura 41 (A) representa a região situada nas proximidades da foz do rio Paranapanema. Verifica-se que boa parte da planície apresenta-se topograficamente mais baixa. Nota-se que os diques marginais estão presentes em toda área da planície. A área mais rebaixada (indicada pela seta) na margem do rio Paraná representa um rompimento de dique, que serve como entrada das águas do rio Paraná para a planície. Nota-se que o rio Baía pode extravasar suas águas para a planície em períodos de cheia, facilitado pelo fato da quase inexistência de diques marginais.

A área do compartimento Ilha Grande, Figura 41 (B), indica áreas com topografia relativamente alta, com pouca conectividade com o rio principal e cotas acima de 4 m, indicativo de ambientes pouco alagados.

Na Figura 41 (C), complexo rio Paraná-Ivinheima-Baía, nota-se que existem alguns locais de rompimento de dique que permitem a entrada das águas do rio Paraná, representadas pelas setas. Essas crevasses têm cota aproximada de 5 a 6 m. Nota-se que nesse trecho as áreas mais rebaixadas também podem sofrer influência dos pulsos do rio Ivinheima, conforme já relatado por Comunello (2001).

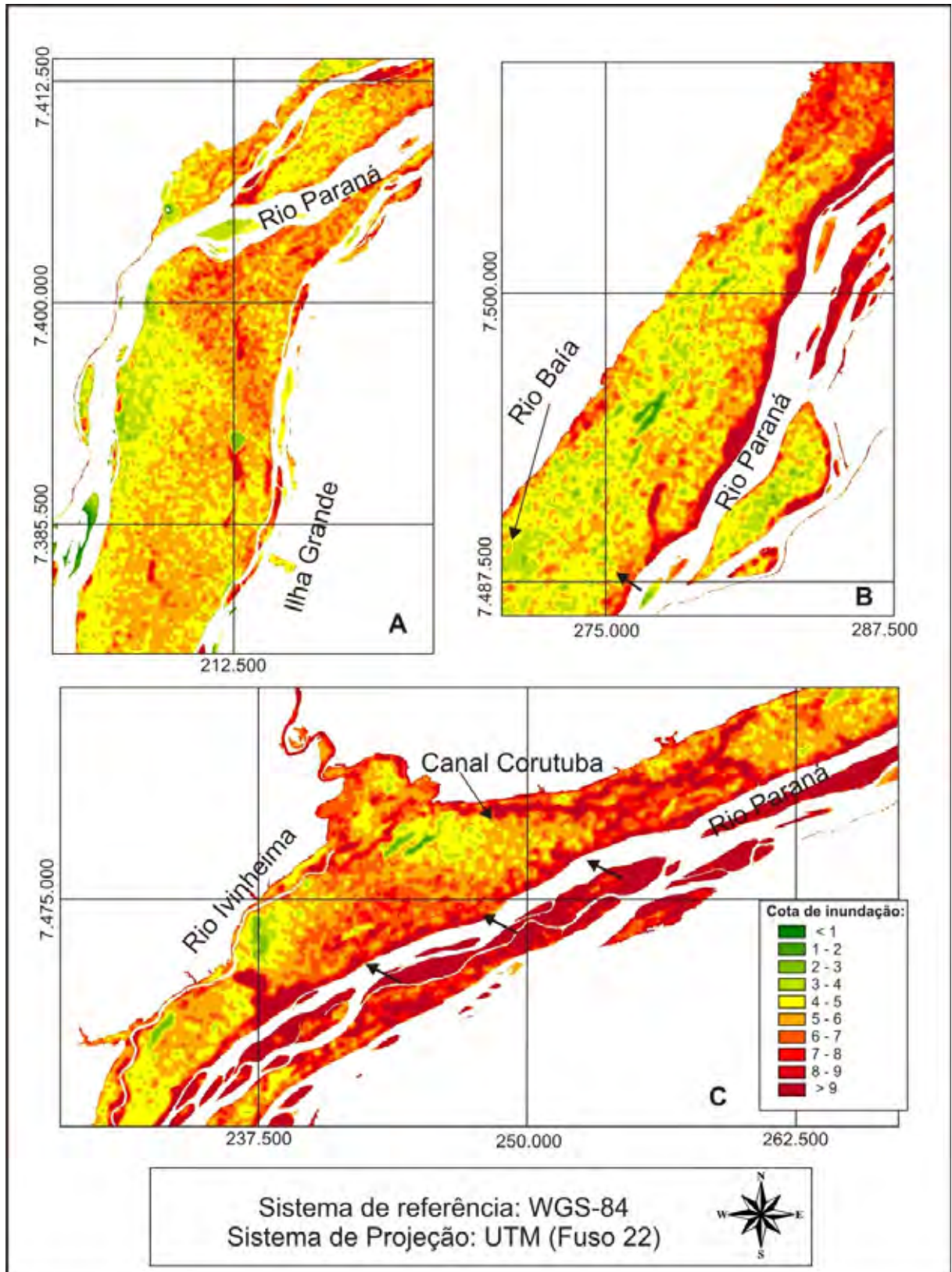


Figura 41 – Níveis de inundação das cotas do nível d'água do rio Paraná de Porto São José. Três trechos em detalhe.

A representação computacional que é resultado do fatiamento do MDE gerado a partir das imagens digitais aéreas é apresentada na Figura 42.

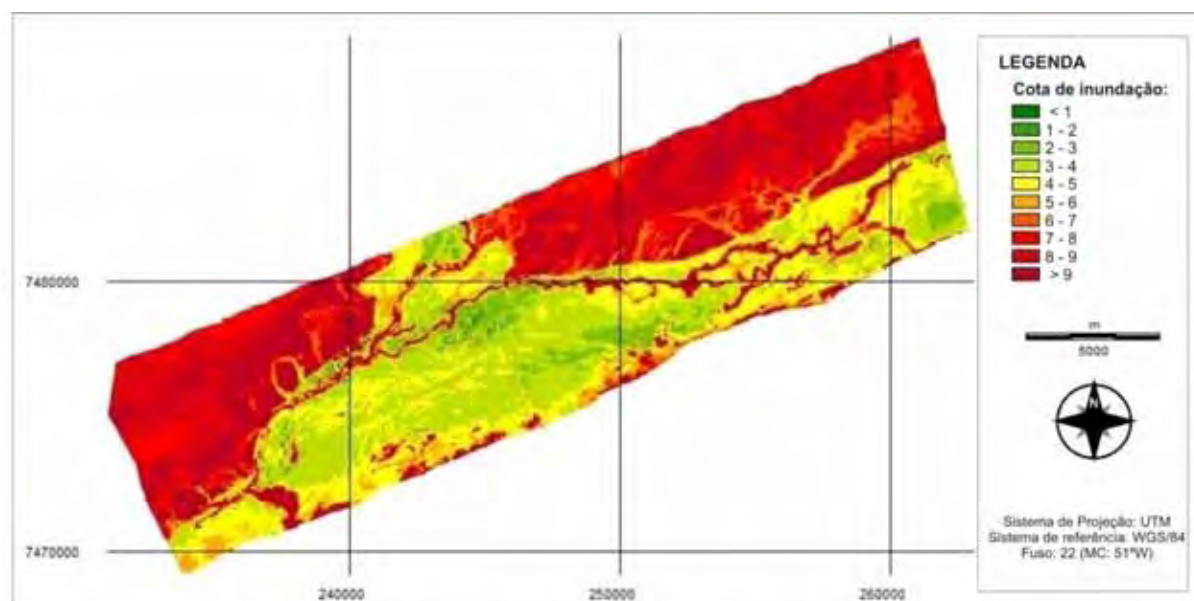


Figura 42 – Níveis de inundação das cotas do nível d'água do rio Paraná de Porto São José a partir do MDE gerado pelas imagens aéreas.

Observa-se que na Figura 42, o MDE fatiado apresenta mais detalhes. Verifica-se que as áreas mais rebaixadas são regiões de lagoas e paleocanais. O dique marginal apresenta-se bem definido, com vegetação presente ao longo do mesmo. O limite da planície e do terraço é bem definido, sob cota aproximada de 7 a 8 metros. É possível verificar os antigos canais do rio Paraná e os meandros abandonados do sistema do rio Ivinheima.

Verifica-se em campo que os leques de rompimento de dique apresentam uma cota de aproximadamente 1 a 2 metros (Figura 43) acima do nível normal do rio Paraná, enquanto que nas áreas que apresentam um dique mais bem definido, a cota varia de 3 a 4 metros acima do nível d'água (Figura 43). Considerando que a cota modal está em torno de 2,7m, a simulação de inundação é coerente com a realidade.



Figura 43 – Diques margina is do rio Paraná. (A) Área de rompimento de dique marginal (B) Área de dique edificad e bem definido.

Convém destacar que a proporção de área inundada é hipotética nesse simples fatiamento. Trata-se de um modelo computacional estático que não considera a complexidade dinâmica inerente aos processos de inundação. As águas do rio Paraná devem estar sob cota acima dos diques marginais para que as águas extravasem para dentro da planície de inundação. Dessa forma, mesmo que a cota do rio Paraná esteja em 4 m, as áreas baixas não estarão necessariamente inundadas, uma vez que a cota de entrada pelos rompimentos dos diques marginais não for atingida.

5.3.4. Avaliação do modelo de simulação

A seguir foi realizada uma avaliação do modelo computacional gerado a partir do SRTM. Nas Figuras 44 e 45 apresentam-se as áreas inundadas estimadas a partir de imagens TM e pela superfície gerada, considerando-se diferentes cotas fluviométricas da estação de Porto São José.

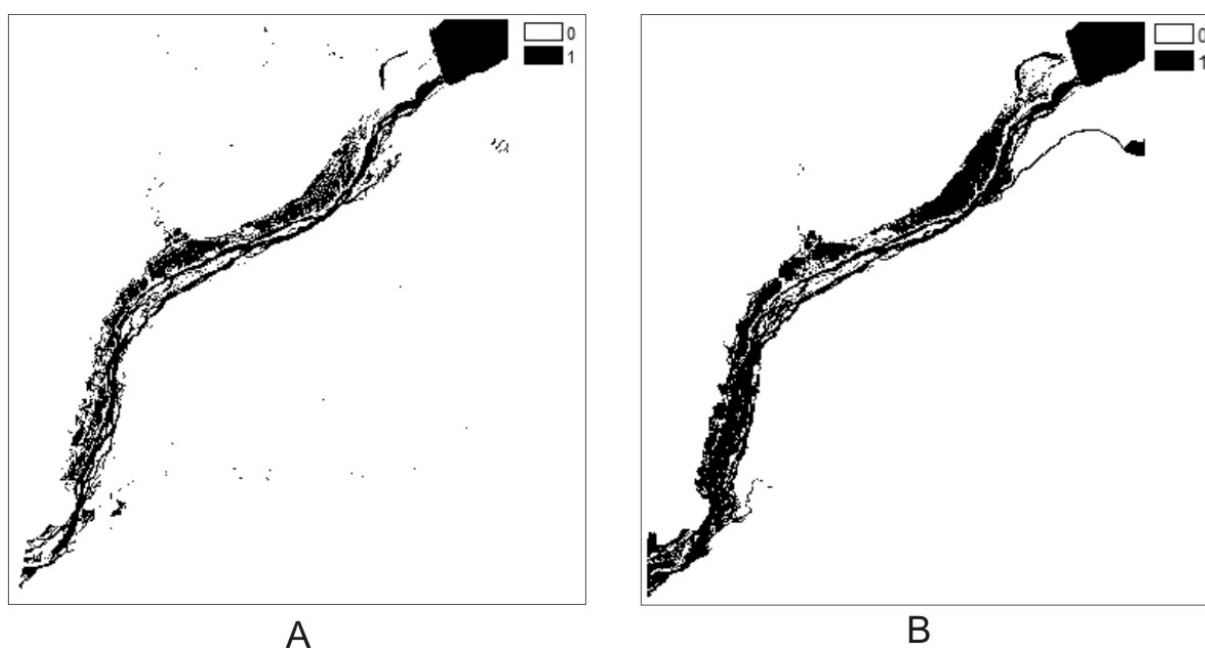


Figura 44 – Comparação entre as áreas inundadas a partir (A) de imagens TM e; (B) pela superfície gerada; sob cota do nível d'água de 6,4 metros na estação fluviométrica de Porto São José. Área 1.

Na figura 44 (A), apresenta-se o resultado da limiarização da banda 4 da imagem TM tomada em fevereiro de 2007, quando ocorreu uma elevação do nível da água, tendo sido registrado 6,4 m na estação fluviométrica de Porto São José. Representa-se uma simulação das áreas inundadas, realizada com base nos dados SRTM tratados, na Figura 44 (B). Também se apresenta o resultado da limiarização aplicado na banda 4 da imagem TM tomada em abril de 1991, sob cota do nível d'água de 5,67 m, e sua respectiva simulação com dados SRTM (Figura 45).

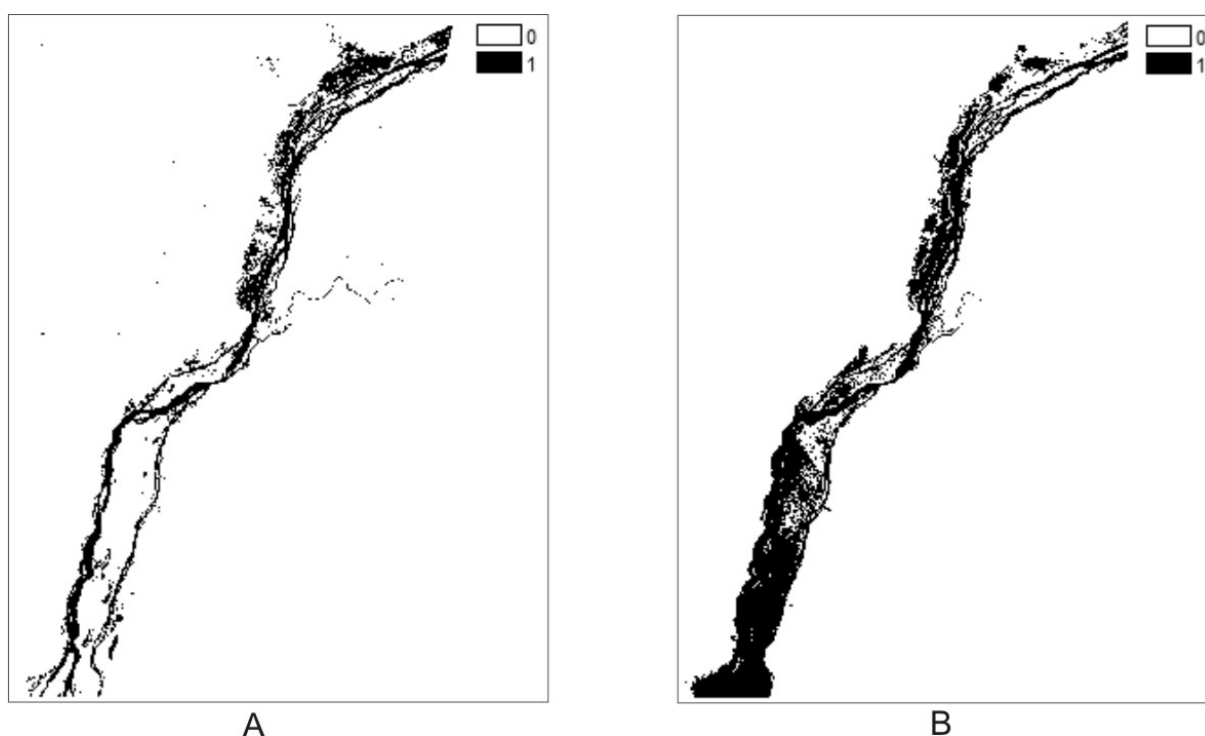


Figura 45 – Comparação entre as áreas inundadas a partir (A) de imagens TM e, (B) pela superfície gerada; sob cota do nível d'água de 5,67 metros na estação fluviométrica de Porto São José. Área 2.

De forma geral, visualmente, nota-se que a área 1 apresenta maior coerência em termos de distribuição espacial das áreas inundadas. Na área 2, verifica-se a existência clara de uma superestimação de áreas inundadas, principalmente na região de Ilha Grande. Também foi gerada uma tabulação cruzada entre os mapas temáticos, apresentada nas Tabelas 12 e 13.

Tabela 12 – Tabulação cruzada entre os mapas temáticos de inundação gerada pelas imagens TM e pela superfície do SRTM, de cota 6,4 m. Área 1.

Superfície gerada	Imagem TM			
		Seca	Inundada	Total
	Seca	0.2180	0.0310	0.2992
	Inundada	0.2052	0.5456	0.7508
	Total	0.4234	0.5766	1

Tabela 13 – Tabulação cruzada entre os mapas temáticos de inundação gerada pelas imagens TM e pela superfície do SRTM, de cota 5,67 m. Área 2.

Superfície gerada	Imagem TM			
		Seca	Inundada	Total
	Seca	0.2322	0.0676	0.2998
	Inundada	0.3374	0.3628	0.7002
	Total	0.5696	0.4304	1

Nota-se na Tabela 10 que a superfície gerada superestima as áreas inundadas, portanto os desvios são maiores em relação às áreas secas, que são mapeadas como inundadas.

Contudo, para a área 1, foi calculado o valor de 76,36 de exatidão global entre os mapas temáticos. O índice kappa calculado foi de 0,4884, que segundo Landis e Koch (1977 apud MOREIRA, 2005), indica boa qualidade na simulação.

Em relação à área 2, a superfície gerada também superestima as áreas inundadas. A exatidão global e kappa foram de 59,5% e 0,2327, respectivamente, mostrando uma perda de qualidade da simulação. Landis e Koch (1977 apud MOREIRA, 2005) consideram esse valor de kappa razoável, mas nota-se claramente uma piora na simulação da inundação. Verifica-se na Figura 45, que a região de Ilha Grande apresenta-se quase totalmente inundada no fatiamento da cota de 5,67 m, enquanto que a imagem mostra-se ao contrário. Dessa forma, pode-se inferir que essa área seja mais alta topograficamente.

Deve-se considerar ainda que a resolução espacial e acurácia vertical do SRTM não permitem uma análise com maior nível de detalhamento. Além disso, a reconstrução da superfície por geoestatística reduz os picos de mínimos e máximos, suavizando a representação. Outro fato que merece ser destacado é que a planície é vegetada, portanto, as imagens TM da banda 4, tomadas como referência, não são verdades absolutas. O alagamento pode ocorrer, mas nem sempre ela cobre a vegetação, e dessa forma, não é captada por sensoriamento remoto.

Também se devem considerar os alinhamentos estruturais geológicos presentes ao longo do rio (Figura 4). Esses diferentes alinhamentos estruturais provocam alterações nos gradientes de linha d'água, variando em cada região, o que ocorreu de forma mais intensa no compartimento de Ilha Grande. Em avaliações preliminares, o grau de correlação entre o nível d'água da estação fluviométrica de Porto São José e a estação Porto Caiuá são altas, enquanto que a correlação torna-se menor entre Porto São José e Porto Guaíra. Esse fato mostra que a linha de declividade altera-se ao longo do rio. Dessa forma, uma das alternativas para tentar melhorar a representação da simulação é tratar a região em blocos.

Na Figura 46, apresenta-se a comparação entre o fatiamento na cota 5,67 m da superfície gerada a partir das imagens aéreas.

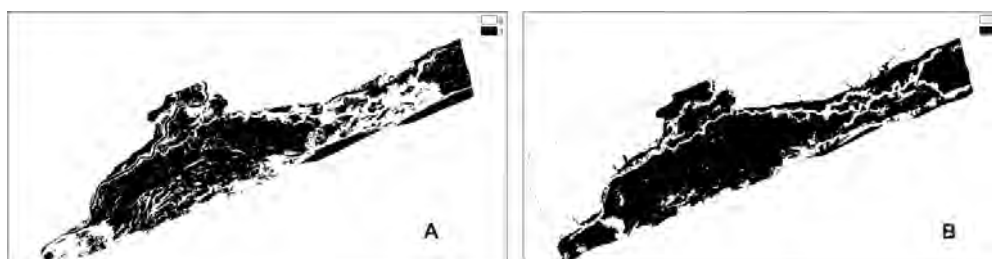


Figura 46 – Comparação entre as áreas inundadas a partir de imagens TM (A) e pela superfície gerada a partir das imagens aéreas (B) sob cota do nível d'água de 5,67 metros na estação fluviométrica de Porto São José.

Para essa superfície a exatidão global atingiu 73,64%, enquanto que o kappa foi de 0,3569. Nota-se que houve uma superestimação das áreas alagadas, sendo mais visíveis na região após o canal Ipoitã e a foz do rio Baía.

Embora a acurácia do fatiamento do MDE gerado a partir de imagens digitais aéreas não seja tão elevada não se pode comparar com os resultados obtidos com o SRTM, uma vez que o recorte espacial é diferente.

Outro fato que merece destaque é o “efeito esponja” da planície, ou capacidade de retenção de água no solo. Esse efeito ainda é pouco estudado (ROCHA, 2002), mas pode influenciar nos processos de inundação. Como as imagens adquiridas são de períodos de cheia, como verificado na cota do mês anterior na Tabela 6, a influência do efeito esponja é minimizada.

5.4. Análise e classificação da cobertura vegetal da planície de inundação

Os processamentos digitais realizadas sobre as imagens multiespectrais TM/Landsat necessários para análise e classificação da cobertura vegetal estão detalhadas a seguir.

5.4.1. Correção geométrica e atmosférica

O georreferenciamento foi realizado utilizando o mínimo de 10 pontos de controle na cena, uma transformação de primeiro grau, considerando um EMQ menor que 0,5 pixels. A imagem MSS/Landsat 1 apresentaram problemas no georreferenciamento e dessa forma, procurou-se selecionar pontos de controle mais próximos à área de sobreposição entre as cenas a fim de que o mosaico possa ser realizado sem grandes deslocamentos nesse trecho. Contudo, quanto mais distante da área de sobreposição maior é o erro de posicionamento.

Para a correção atmosférica das imagens TM/Landsat foram recuperados parâmetros atmosféricos a partir das imagens do sensor MODIS. Os parâmetros obtidos apresentam-se na Tabela 14.

Tabela 14 – Parâmetros atmosféricos recuperados de imagens do sensor MODIS.

Passagem do satélite	Espessura óptica dos aerossóis	Vapor d'água (g/cm ²)	Ozônio (cm/atm)
04/09/2007	0,171	1,600	0,282
21/08/2008	0,028	1,395	0,265
30/08/2008	0,018	1,125	0,290

Os valores obtidos das imagens MODIS representam a média aritmética dos pixels que se sobrepõe à imagem TM/Landsat. Convém mencionar que não houve total sobreposição da cena TM com a imagem MODIS. Contudo, pela proximidade da área, provavelmente não exista alterações significativas nos valores dos parâmetros atmosféricos recuperados. Nota-se que os valores obtidos são bastante próximos, havendo uma maior discrepância na espessura óptica na cena de 2007 em relação às de 2008.

Para uma rápida avaliação do comportamento espectral dos alvos após a correção atmosférica, obteve-se os valores de reflectância aparente e de superfície para cada banda espectral do sensor TM, para um pixel, que representa um típico dossel vegetal. O comportamento espectral apresenta-se na Figura 47.

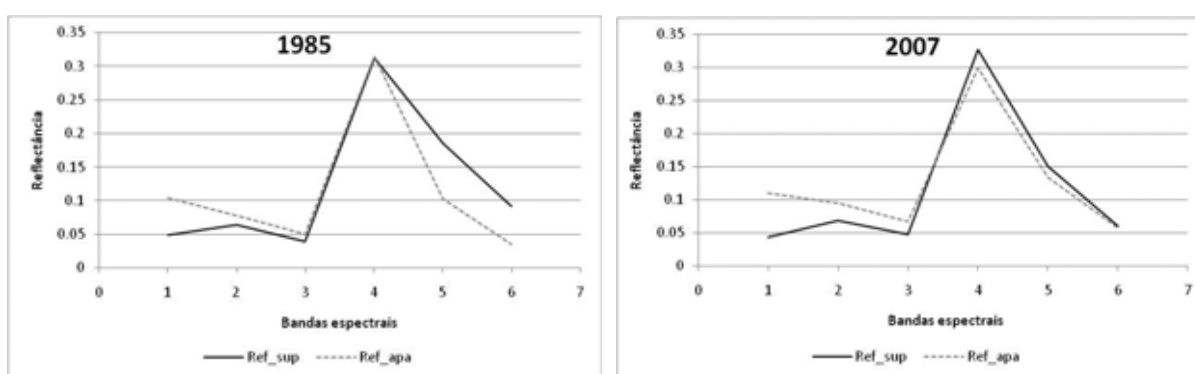


Figura 47 - Comportamento espectral de um pixel que representa um dossel vegetal. As reflectâncias aparente de superfície representam, respectivamente, os valores de reflectância no topo da atmosfera e após correção dos efeitos atmosféricos.

Nota-se que a reflectância aparente é maior que a reflectância de superfície para a região do visível. Esse efeito aditivo está relacionado com o espalhamento Rayleigh e de Mie, principalmente na região do azul. Para as bandas do infravermelho médio, tem-se um aumento na reflectância de superfície devido à correção do efeito de absorção por moléculas de água. Dessa forma, a curva obtida na reflectância de superfície apresenta comportamento típico da vegetação com pico de reflectância no verde e absorção no azul e vermelho. Apresenta ainda alta reflectância na região do infravermelho próximo. Dessa forma, verifica-se que a correção atmosférica apresentou coerência, minimizando os efeitos aditivos de espalhamento e de absorção.

5.4.2. Normalização radiométrica

O processo de normalização radiométrica foi realizado a partir de uma imagem de referência (04/09/2007 – órbita 224/ponto 076), que serviu para correção das outras imagens. As

imagens corrigidas apresentam-se no mesmo referencial que a cena de referência, ou seja, em reflectância de superfície.

Após aplicação da normalização verificou-se que as imagens apresentam médias e variâncias semelhantes. Nas Tabelas 15 e 16 apresentam-se as estatísticas obtidas na normalização da imagem de 12/06/1985, em relação à média e variância. Convém mencionar que essas estatísticas obtidas referem-se à área utilizada para cálculo dos parâmetros de transformação e não à cena completa.

Tabela 15 - Comparação das médias dos pixels na área utilizada para cálculo dos parâmetros de transformação para a imagem de 12/06/1985 (órbita/ponto – 223/076) antes e depois da normalização com regressão ortogonal.

	Banda 1	Banda 2	Banda 3	Banda 4	Banda 5	Banda 7
Imagem (12/06/1985)	0.1122	0.0896	0.0622	0.1552	0.0783	0.0387
Referência (04/09/2007)	0.0601	0.0761	0.0652	0.1588	0.1293	0.0703
Normalizado (12/06/1985)	0.0600	0.0758	0.0649	0.1590	0.1289	0.0699
t-stat	0.6822	0.5806	0.4729	-0.6549	1.0674	1.1358
p-valor	0.4952	0.5616	0.6364	0.5127	0.2860	0.2562

Tabela 16 - Comparação da variância dos pixels na área utilizada para cálculo dos parâmetros de transformação para a imagem de 12/06/1985 (órbita/ponto – 223/076) antes e depois da normalização com regressão ortogonal.

	Banda 1	Banda 2	Banda 3	Banda 4	Banda 5	Banda 7
Imagem (12/06/1985)	0.0001	0.0002	0.0002	0.0099	0.0047	0.0014
Referência (04/09/2007)	0.0001	0.0004	0.0011	0.0105	0.0114	0.0038
Normalizado (12/06/1985)	0.0001	0.0005	0.0016	0.0105	0.0115	0.0039
F-stat	1.1326	1.3286	1.4496	1.0028	1.0095	1.0172
p-valor	0.0135	0.0000	0.0000	0.9562	0.8510	0.7343

O teste *t* de *Student* é utilizado para testar a igualdade das médias das duas imagens. Os valores devem ser mais próximos de zero (CANTY; NIELSEN e SCHMIDT, 2004). Analisando o p-valor, nota-se que todos os valores são maiores que 5%, indicando que se pode assumir a média dos pixels da cena transformada como sendo igual ao de referência para todas as bandas. A estatística F é a razão entre a variância da imagem de referência e a imagem normalizada. Os valores devem ser próximos de um (CANTY; NIELSEN e SCHMIDT, 2004).

Na área utilizada para cálculo dos parâmetros de transformação, datada em 19/06/1985, os valores médios são assumidos como iguais para a cena de referência e a transformada, para todas as bandas espectrais. Do mesmo modo para que a cena de 12/06 (órbita/ponto – 224/076), as bandas 4, 5 e 7 foram assumidos como variância igual à imagem de referência.

Apresentam-se na Tabela 17 e 18, os p-valores referentes à média e à variância, respectivamente, da transformação radiométrica. Os valores menores que 0,05 estão em negrito, indicando que não se assume média ou variâncias iguais ao nível de significância de 5%.

Tabela 17 – p-valores da estatística t (média) entre as cenas normalizadas e a de referência.

Imagens – data	p-valor					
	B1	B2	B3	B4	B5	B7
12/06/1985	0.4952	0.5616	0.6364	0.5127	0.2860	0.2562
19/06/1985	0.1722	0.6682	0.5661	0.4818	0.4262	0.4193
14/07/1985	0.7063	0.3914	0.5027	0.2192	0.1210	0.3610
30/07/1985	0.0961	0.8057	0.4290	0.4434	0.0351	0.3598
22/08/1985	0.2112	0.5043	0.4910	0.6376	0.0635	0.4970
16/09/1985	0.5148	0.7700	0.4646	0.4107	0.2573	0.0608
13/08/1996	0.2538	0.8761	0.3174	0.4947	0.1211	0.0986
20/08/1996	0.7188	0.3299	0.7639	0.0147	0.4160	0.4682
15/05/2007	0.7929	0.4133	0.3290	0.1918	0.9002	0.2258
09/06/2007	0.7036	0.4496	0.8344	0.7449	0.9457	0.9208
02/07/2007	0.6850	0.0097	0.9045	0.4939	0.2494	0.4380
27/07/2007	0.9130	0.2377	0.9054	0.7643	0.6594	0.9039
12/08/2007	0.1913	0.5438	0.3198	0.6320	0.7809	0.7811
13/09/2007	0.8693	0.6766	0.1231	0.4852	0.0404	0.3597
21/08/2008	0.6529	0.9101	0.9443	0.3227	0.3309	0.6888
30/08/2008	0.4361	0.2012	0.5839	0.3946	0.2509	0.5282

Tabela 18 – p-valores da estatística F (variância) entre as cenas normalizadas e a de referência.

Imagens – data	p-valor					
	B1	B2	B3	B4	B5	B7
12/06/1985	0.0135	0.0000	0.0000	0.9562	0.8510	0.7343
19/06/1985	0.0080	0.0000	0.0000	0.9660	0.9608	0.7574
30/07/1985	0.3655	0.3624	0.2677	0.9918	0.9773	0.9360
14/07/1985	0.0009	0.1517	0.2159	0.9198	0.9523	0.8292
22/08/1985	0.5577	0.3586	0.5871	0.9943	0.9924	0.9580
16/09/1985	0.0006	0.0001	0.0001	0.7344	0.8980	0.7217
13/08/1996	0.0000	0.0000	0.1611	0.9946	0.9146	0.9811
20/08/1996	0.9473	0.0553	0.2444	0.8880	0.9036	0.9013
15/05/2007	0.0000	0.0000	0.0402	0.8506	0.9402	0.9064
09/06/2007	0.0152	0.1583	0.8537	0.8677	0.9967	0.9876
02/07/2007	0.1285	0.6231	0.9552	0.9065	0.9718	0.9969
27/07/2007	0.0072	0.4549	0.9173	0.8621	0.9778	0.9596
12/08/2007	0.5740	0.9381	0.9463	0.9884	0.9730	0.9363
13/09/2007	0.0921	0.5715	0.9157	0.8548	0.9492	0.8097
21/08/2008	0.6773	0.9529	0.9394	0.9369	0.9520	0.9808
30/08/2008	0.5535	0.9714	0.9130	0.9732	0.9860	0.9945

Nota-se, com base nos p-valores, que as imagens foram na sua maioria normalizadas corretamente. A normalização obteve 96,8% de sucesso considerando a média e 82,3% em variância, percentagens bastante eficientes. Em algumas bandas a média e, principalmente, a variância não foi considerada igual à cena de referência. Os resultados de variância com p-valor menor que 0,05 correspondem às bandas do visível, provavelmente devido ao fato de que essas bandas apresentam menor variância do que as do infravermelho, e pequenas alterações já são

suficientes para a perda de eficiência da normalização. Além disso, o período sazonal e de tempo entre as imagens influênciam no processo de normalização, uma vez que quanto maiores as diferenças no tempo mais intensas são as alterações.

As bandas que não foram corretamente normalizadas, segundo as estatísticas, podem influenciar no processo de classificação da cobertura vegetal. Entretanto, acredita-se que a interferência dessas bandas na classificação tenha um efeito mínimo e que no geral a normalização foi efetuada com sucesso.

Na Figura 48, pode-se verificar visualmente a eficiência do processo de normalização. A linha vermelha pontilhada indica o limite entre as cenas normalizadas.

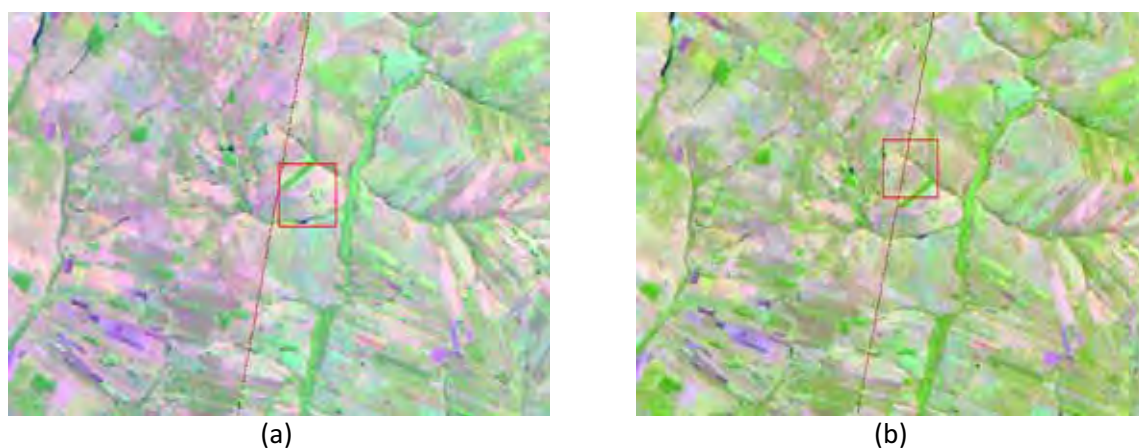


Figura 48 – (a) Mosaico de junho de 1985 sem normalização. (b) Mosaico de junho de 1985 normalizada. Composição RGB-543.

5.4.3. Aplicação do modelo linear de mistura espectral

Foram extraídos três componentes puros do modelo de mistura espectral: Vegetação, Solo e Água. A componente Vegetação refere-se à vegetação verde e sadia; a componente Solo está relacionado com áreas com vegetação bastante rala, não vigorosa; e a componente Água relaciona-se com as águas dos rios e lagoas da planície de inundação. Os membros de referência extraídos diretamente das imagens TM estão representados na Figura 49 e são similares aos encontrados na literatura.

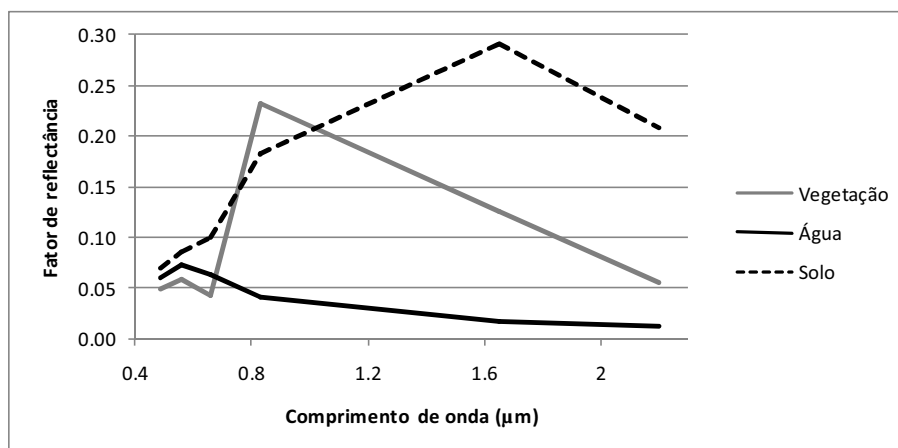


Figura 49 – Resposta espectral das componentes Vegetação, Solo e Água.

Os resultados da aplicação do modelo de mistura são as imagens fração de cada componente analisado, ilustrados na Figura 50.

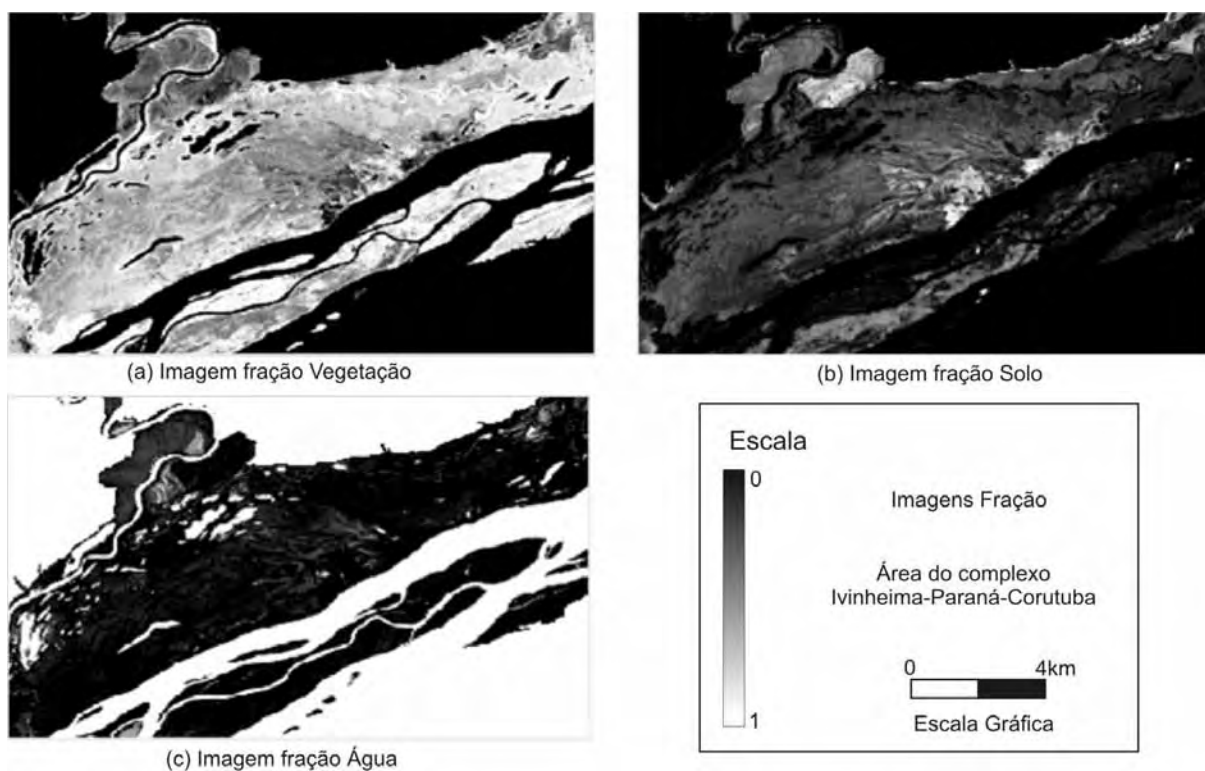


Figura 50 – Imagens fração Vegetação, Solo e Água de um trecho da planície de inundação.

5.4.4. Análise dos habitats baseado nas imagens multiespectrais e no relevo

Como apontado por Rocha (2002), a planície fluvial do alto rio Paraná apresenta feições oriundas da interposição de pelo menos dois padrões de canais anteriores ao regime atual deste sistema, o que implica em dificuldades na interpretação dos padrões dinâmicos dos ambientes

aquáticos, terrestres e de transição. Atualmente, é possível encontrar uma alta diversidade de habitats terrestres e aquáticos em diferentes estágios sucessionais de terrestrialização, associada aos estágios de abandono do sistema anastomosado da planície fluvial, como canais principais (lóticos), canais semi-lóticos (secundários), lagoas conectadas, lagoas fechadas, baixios e áreas baixas, áreas de transição e áreas permanentemente secas. Essa diversidade de habitats, como já discutido por Souza Filho e Stevaux (1997), está associada com a distribuição da cobertura vegetal na planície de inundação.

A seguir (Figuras 51) apresentam-se algumas feições geomorfológicas associados aos habitats terrestres, aquáticos e de transição, visualizadas em imagens aéreas de 2008 e nas imagens TM durante os períodos de 2008, 2007, 1996 e 1985. Os perfis topográficos foram gerados a partir da superfície do SRTM. Cabe ressaltar que não se pretende avaliar os processos de gênese das feições geomorfológicas, mas apontar como esses habitats influenciam nos padrões de vegetação e na resposta espectral nas imagens multiespectrais.

De acordo com a Figura 51, pode-se notar uma região de rompimento de dique marginal (crevase), na qual os sedimentos carregados pelas águas passam o dique e espraia por sobre a planície fluvial, formando os leques de rompimento de dique. Nos leques de rompimento de dique, os sedimentos são formados principalmente por partículas arenosas, que normalmente apresentam-se mais secas, possibilitando a formação de espécies herbáceas e arbustivas e até mesmo arbóreas em alguns trechos.

A vegetação de herbácea (Figura 52) pode variar conforme a localização e apresentar diversos padrões (folhagem, altura, densidade). Normalmente, a vegetação herbácea mais densa pode chegar a mais de 2 m de altura. Nessas áreas, eventualmente ocorre inundação e mesmo em períodos secos, o lençol livre de subsuperfície é bastante raso. Em alguns trechos, a vegetação herbácea pode se desenvolver em solo encharcado, por se tratarem de espécies que se adaptam às condições de umidade.

Nota-se a existência de um padrão nítido de alteração na resposta espectral no leque de rompimento nas imagens de 2007 e 2008, que não existia em 1996 e 1985. Provavelmente, trata-se de um dreno (linha pontilhada) construído. Nessas regiões de rompimento de dique, existem ocupações antrópicas, principalmente para fins pecuários. Essas regiões de rompimento de dique foram anteriormente muito exploradas, verificando-se o padrão mais claro nas imagens orbitais, configurando áreas com vegetação de menor porte e densidade. Os tons amarelados da resposta espectral de 1985 podem indicar maior umidade do solo com vegetação sem muito vigor.

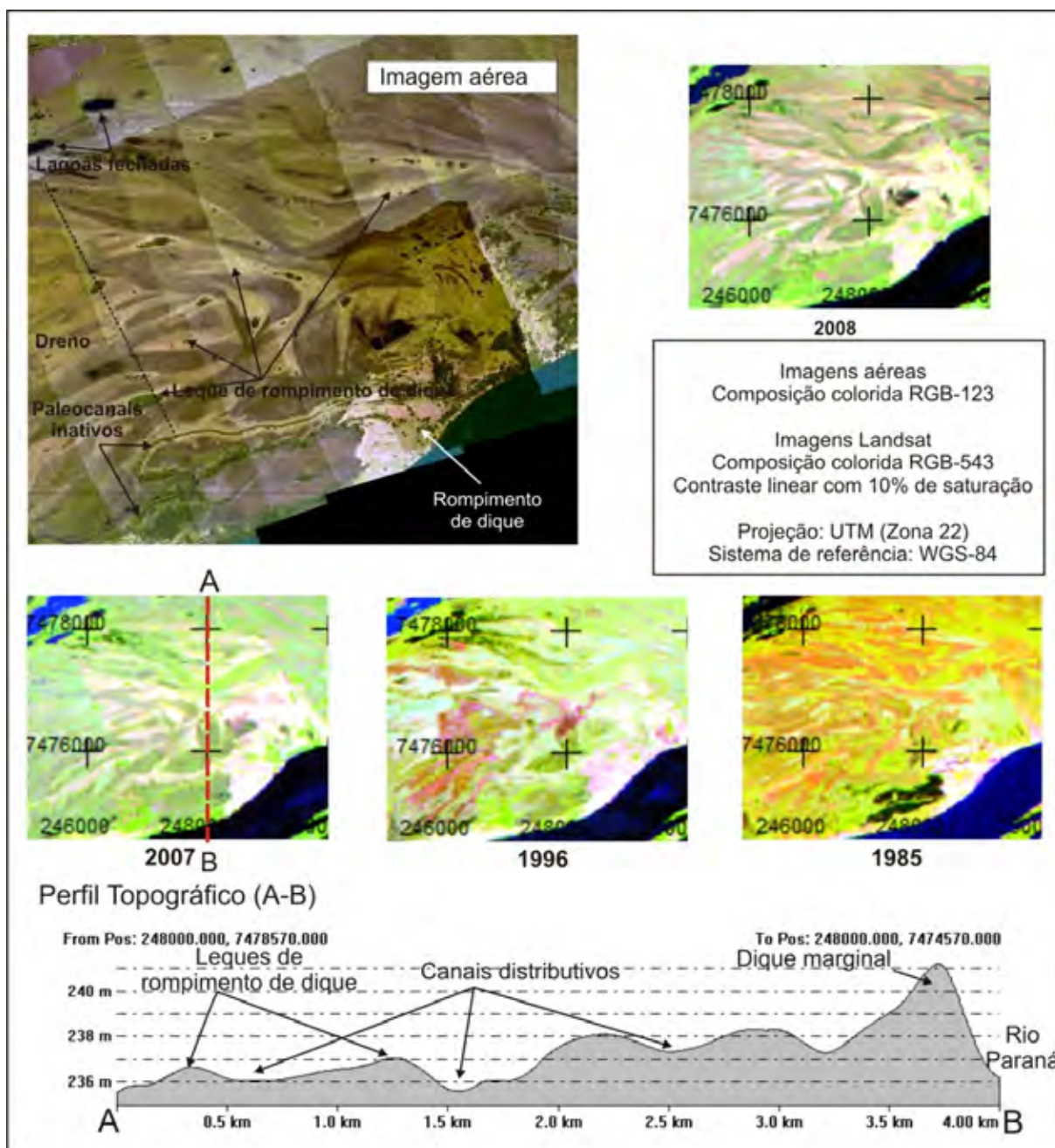


Figura 51 – Feições geomorfológicas e habitats na planície de inundação do alto rio Paraná – Região de rompimento de dique do rio Paraná.



Figura 52 – Vegetação de herbácea.

Por entre os leques de rompimento de dique encontram-se os paleocanais, regiões mais baixas topograficamente (de acordo com o perfil topográfico), que normalmente sustentam uma vegetação que consegue sobreviver durante longos períodos encharcados ou alagados. São vegetações do tipo higrófila e estão associadas aos ambientes mais úmidos, em que sofre maior influência dos pulsos de inundação. Algumas das formas higrófilas e de áreas úmidas podem ser verificadas na Figura 52.



Figura 53 – Coberturas associadas às áreas baixas e úmidas.

Os trechos apresentados na Figuras 53 são conhecidos por baixios e alagadiços, pois permanecem sempre com características de ambientes úmidos com vegetação típica desses ambientes (macrófitas aquáticas e vegetação paludicola). Estão muitas vezes associadas aos lagos e quando ocorrem os pulsos de inundação, são as primeiras áreas a serem totalmente alagadas por estarem situadas em regiões topograficamente baixas. A Figura 53 (B) apresenta característica de gramíneas, mas o solo permanece bastante encharcado pela água.

Essa vegetação pode aparecer nos paleocanais ou antigos canais, formas geomorfológicas similares aos baixios e alagadiços em termos topográficos. Contudo, são facilmente identificados pela sua forma alongada e com margens bem definidas, marcadas pela presença de elevações com vegetação arbórea (paleodiques marginais) (ANDRADE, 2008).

Como se pode notar no perfil topográfico, as áreas de porte arbóreo são bem definidas, com alturas que podem variar de 4 a 15 metros, em média. A vegetação arbórea apresenta diversos tipos de espécies associadas às regiões mais elevadas, nos diques marginais, tornando-se dificilmente alagadas. No interior da planície, os diques margeiam canais inativos (paleodiques), mas mesmo nestes casos permitem o crescimento de vegetação arbórea (ANDRADE, 2008). As espécies arbustivas estão, muitas vezes, associadas às herbáceas. Dessa forma, não é possível discriminá-las devido à mistura espectral, uma vez que elas ocorrem muitas vezes isoladamente ou em pequenos agrupamentos. Esse tipo de cobertura da vegetação associa-se às regiões de topografia intermediária, entre os baixios e alagadiços e os diques marginais.

A seguir, na Figura 54, apresenta-se outra área com feições e habitats diferenciados. É possível constatar outras formas de habitats como os canais inativos, baixios ou alagadiços e lagoas fechadas. Os canais nesse trecho apresentam diques mais bem definidos, alguns em abandono, outros ativos, como o Corutuba, e que apresentam uma configuração característica de um padrão anastomosado. As entradas e saídas dos canais inativos são fechadas por depósitos, reduzindo a conectividade dos corpos aquáticos e tornando-os ambientes lânticos. Ao longo dos canais inativos é possível encontrar os paleodiques marginais.

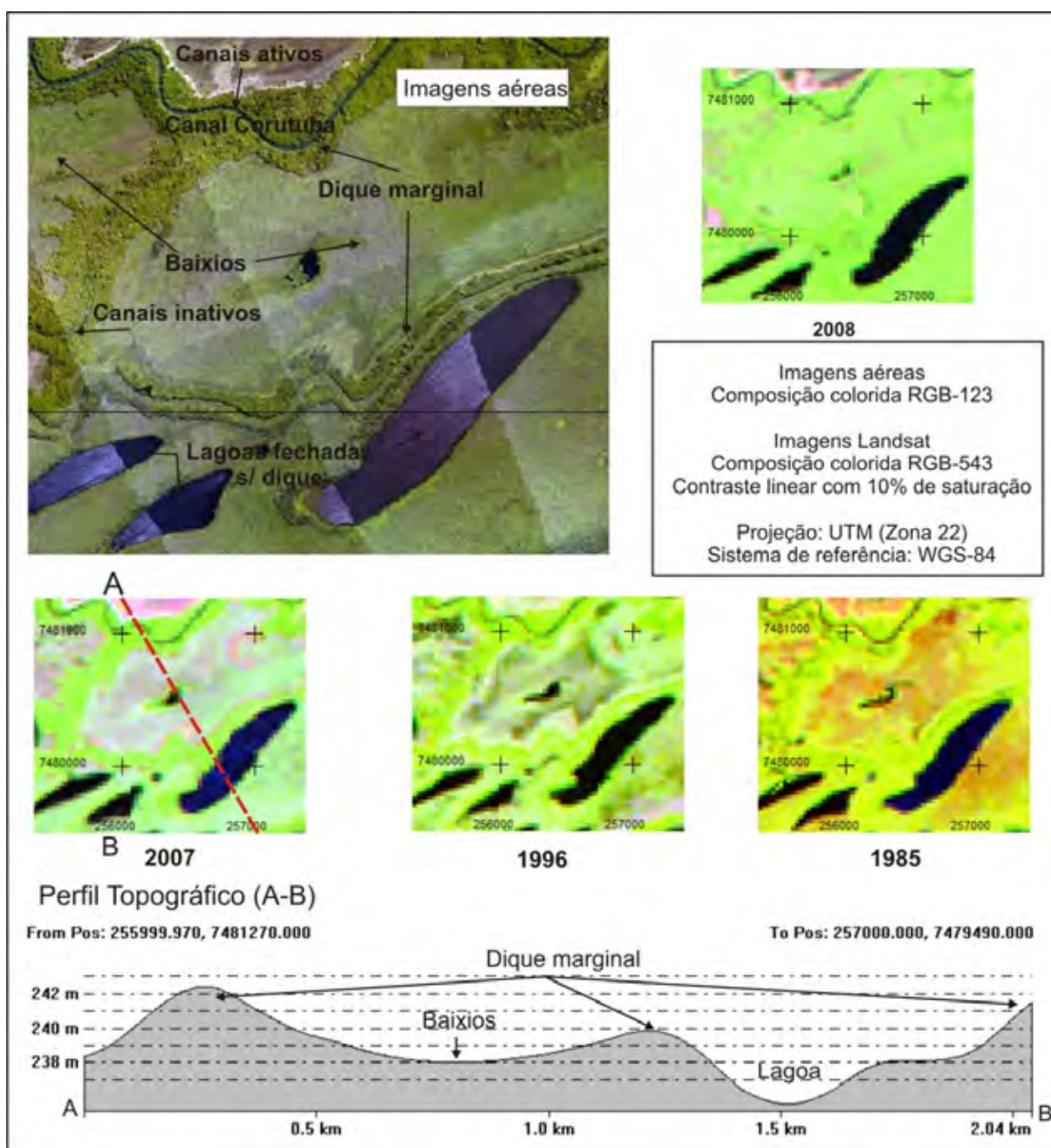


Figura 54 – Feições geomorfológicas e habitats na planície de inundação do alto rio Paraná – Região do Canal Corutuba.

Os paleodiques e diques marginais dos canais ativos apresentam um porte menor que o de outras áreas, sendo possível inferir por meio da textura e rugosidade baixa que se configuram como um subbosque ou espécies arbóreas secundárias com alto grau sucessional.

Por entre os canais anastomosados notam-se áreas mais rebaixadas, configurando a vegetação predominante adaptada às altas condições de umidade do solo como baixios e alagadiços.

É possível verificar que essa região permanece estável durante o período analisado, característica dos sistemas com padrão anastomosado. As únicas diferenças são de tonalidade, associados ao grau de umidade do solo, refletindo na resposta espectral da vegetação. Na região dos baixios, nas cenas de 1996 e 1985, apresentam-se mais escuros, tons pretos e marrons, que indicam maior umidade do solo. Esses períodos realmente apresentam maior umidade, pois se tratam de períodos após pulso de inundação ou alta pluviosidade (Tabela 6 e Figura 32).

Na Figura 55, que apresenta a região do rio Baía, é possível notar subambientes associados aos terraços fluviais, diques marginais, leques de rompimento de dique, baixios e lagoas fechadas.

Na área de terraço fluvial, é bastante nítida a diferença de padrões em relação aos da planície. Nessas áreas, a cobertura vegetal está associada com áreas de pastagem para gado, num gradiente topográfico em torno de 240 m de altitude.

Na feição do leque de rompimento de dique, nota-se que ele é bem definido e sem grandes alterações, provavelmente associado à dinâmica do sistema fluvial anterior. Em relação à resposta espectral das bandas, nota-se que nas cenas de 2008 e 2007, a área apresenta-se mais seca, onde a vegetação aparenta maior vigor. Nos períodos de 1985 e 1996, a resposta parece mais associada à umidade e à vegetação com menor vigor biofísico embora o ano de 1996 não tenha sido de pulsos intensos (Figura 32).

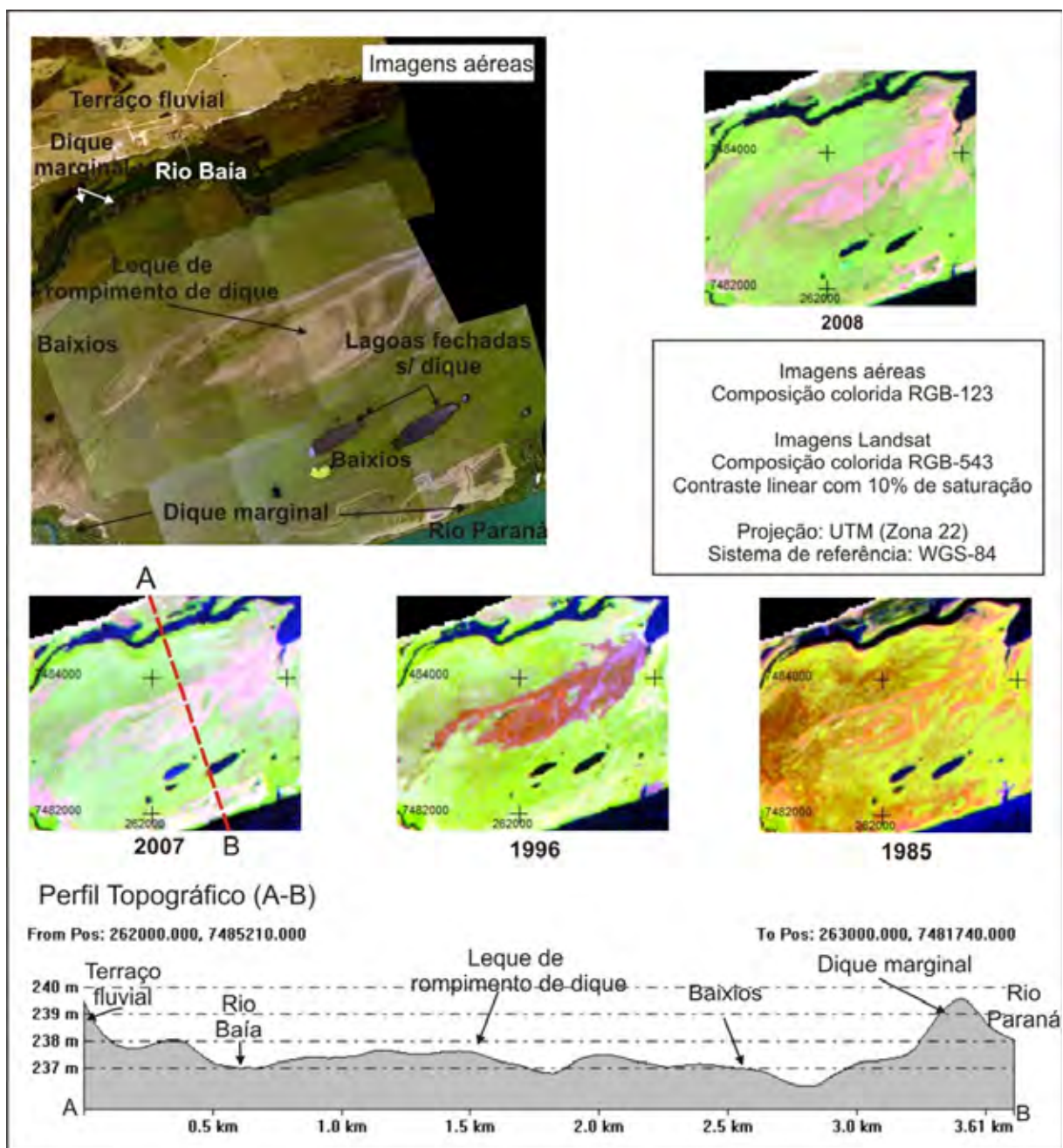


Figura 55 – Feições geomorfológicas e habitats na planície de inundação do alto rio Paraná – Região do Rio Baía.

5.4.5. Classificação da cobertura vegetal da planície de inundação

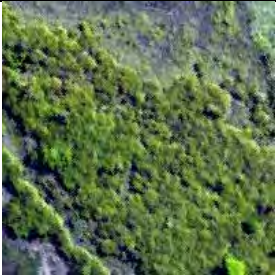
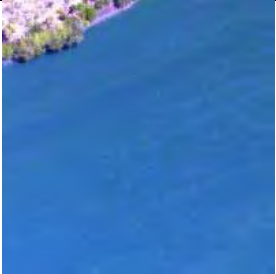
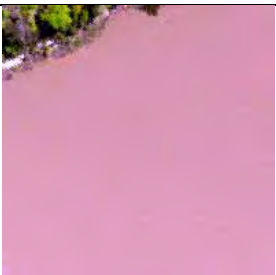
A seguir apresentam-se os resultados provenientes classificação da cobertura da planície de inundação.

5.4.5.1. Definição da legenda

A legenda das classes de cobertura vegetal foi definida a partir do mosaico gerado das imagens aéreas coloridas e trabalhos de campo. As classes, com suas respectivas características, são apresentadas na Tabela 19.

Tabela 19 - Classes de informação de cobertura vegetal.

Imagem	Nome da classe	Características
	Higrófila e Herbácea em áreas úmidas 1	- A vegetação apresenta-se em tonalidade mais escura (preto/marrom) com rugosidade alta, indicando menor vigor e densidade da vegetação. - Normalmente encontrados nos paleocanais e regiões bastante alagadas.
	Higrófica e Herbácea em áreas úmidas 2	- Vegetação higrófilas e herbácea que cresce em solos encharcados, porém apresenta uma tonalidade mais verde, indicando maior concentração de pigmentos fotossintetizantes e vegetação com maior vigor em relação à vegetação de áreas úmidas acima. - Encontrada nas regiões baixas ou baixios, apresentam aspecto de textura rugosa.
	Vegetação herbácea e arbustiva em áreas mais secas	- Vegetação herbácea que compreendem gramíneas e algumas espécies arbustivas, são encontradas em regiões mais altas topograficamente, indicando áreas mais secas que são eventualmente alagadas.
	Pastagens	- Áreas de pastagem para gado ou que apresentam características de vegetação gramíneas em áreas mais secas. - Textura homogênea. - Eventualmente são alagáveis. - Também apresentam resposta espectral para vegetação herbácea com folhagem ou solos secos.

	Floresta arbórea	- Espécies arbóreas, que podem apresentar alturas variáveis de 5 a 15 metros, em média. - São encontrados nas regiões de diques marginais, mais altos topograficamente. - Textura rugosa, que indica árvores de diferentes alturas.
	Floresta secundária arbórea	- Espécies de porte arbóreo, mas que não ultrapassam 10 metros, e apresentam uma textura bastante homogênea, configurando vegetação secundária com alto estágio sucessional. - São encontrados nos paleodiques e ao longo do rio Baía.
	Águas claras/ mistura	- Águas que apresentam baixa concentração de sólidos em suspensão. - São encontrados, principalmente, no rio Paraná e Ivinheima, ou em regiões que sofram influência desses sistemas fluviais.
	Águas turvas	- Águas que apresentam alta concentração de sólidos em suspensão e/ou matéria orgânica dissolvida. - São encontrados em lagoas, conectadas ou não com sistemas fluviais, e no rio Baía.
	Solo exposto	- Áreas que não apresentam nenhum tipo de cobertura vegetal, configurando principalmente regiões sob ações antrópicas, como áreas agrícolas, ocupação, queimadas, etc. - Também podem configurar áreas com características de pastagem com folhagens e em solos altamente secos e arenosos, como em leques de rompimento de dique.

Definidas as classes de informação, as amostras de treinamento foram coletadas diretamente do mosaico das imagens coloridas aéreas através das chaves de interpretação visual. Nessa etapa, os dados disponíveis de trabalhos de campo realizados ao longo do trabalho e referências bibliográficas (ANDRADE, 2008; CORRADINI, FACHINI e STEVAUX, 2006; SOUZA FILHO e STEUVAX, 1997) auxiliaram no processo de aquisição das amostras.

Para as imagens MSS, devido às limitações na resolução espacial e espectral do sensor, foram definidas classes de informação mais generalizadas, sendo elas: água (rios, lagoas e ressacos), vegetação higrófilas e herbáceas de áreas úmidas (higrófilas que se adaptam às condições de saturação do solo), vegetação herbácea de áreas secas (pequenos arbustos e espécies gramíneas e de campos), vegetação arbórea (vegetação arbustiva e arbórea de grande porte) e solo exposto (solos sem ou com baixíssima cobertura vegetal, sob condições de saturação ou não pela água).

5.4.5.2. Classificação da cobertura vegetal de 1975 baseada em regiões

As imagens MSS/Landsat e a superfície de relevo foram segmentadas pelo algoritmo crescimento de regiões, utilizando como parâmetros de similaridade o valor 10 e área mínima de 20 pixels. A classificação da cobertura da terra foi baseada no classificador supervisionado de Battacharya. Foi utilizado um limiar de aceitação de 99,9%.

5.4.5.3. Análise do comportamento dos dados das amostras de treinamento da RNA

Para avaliar o comportamento dos dados de entrada da amostra de treinamento, foram extraídos, para cada classe da amostra de treinamento, parâmetros estatísticos de média e desvio padrão nas imagens analisadas. Na Figura 56, apresentam-se os valores da média de cada classe de informação em função dos dados de entrada e da resposta do contradomínio normalizado (0-1). A variância ou os desvios padrão apresentam-se na Figura 57, em função das classes de cobertura. Essa análise buscou avaliar o grau de discriminação entre as classes de informação e o comportamento dessas classes no tempo.

Nota-se que a informação do SRTM é estática para todas as datas, uma vez que se trata da mesma representação. Como o esperado, há uma alta similaridade para as classes relacionadas com as águas claras e turvas, assim como para as classes relacionadas com as espécies arbóreas. Aparentemente, a informação de altimetria pode separar as classes de vegetação arbórea primária da secundária.

A classe de pastagem apresenta comportamento diferenciado e pode ser facilmente discriminado, embora apresente algumas alterações no tempo. A classe de solo exposto tem comportamento de fácil discriminação em 2007 e 2008, porém, ele tem um comportamento de vegetação para os outros anos, uma vez que esse tipo de cobertura está associado à ação antrópica direta, como para fins agrícolas. Esse comportamento é bem notado na variância da classe na Figura 57.

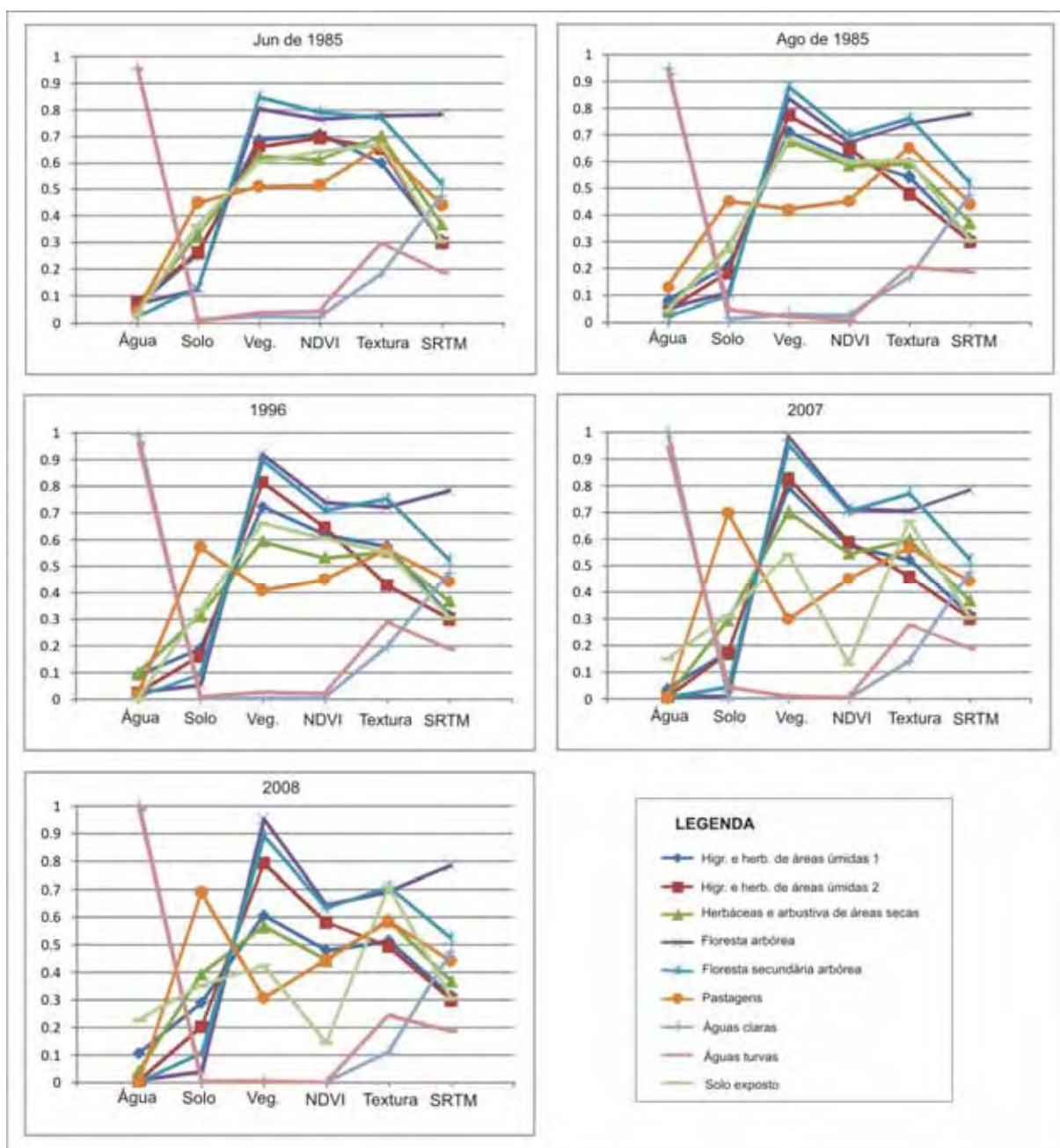


Figura 56 – Comportamento das amostras de treinamento.

As maiores similaridades (Figura 56) parecem estar associadas às classes de herbáceas de áreas úmidas e as herbáceas de áreas secas. Espera-se que a vegetação de áreas úmidas apresente um porte herbáceo, cujas espécies se adaptem às condições de maior umidade do solo, e que tenha resposta espectral similar ao porte herbáceo em terrenos mais secos. No período de 2008, existe maior similaridade entre a vegetação de áreas úmidas com a vegetação herbácea em terrenos mais secos, fato que pode estar associado ao período de seca. Em outras épocas, a

similaridade é maior entre as classes de vegetação de áreas úmidas do que nas herbáceas em terrenos mais secos. Em 1996, essas classes apresentaram maior separação.

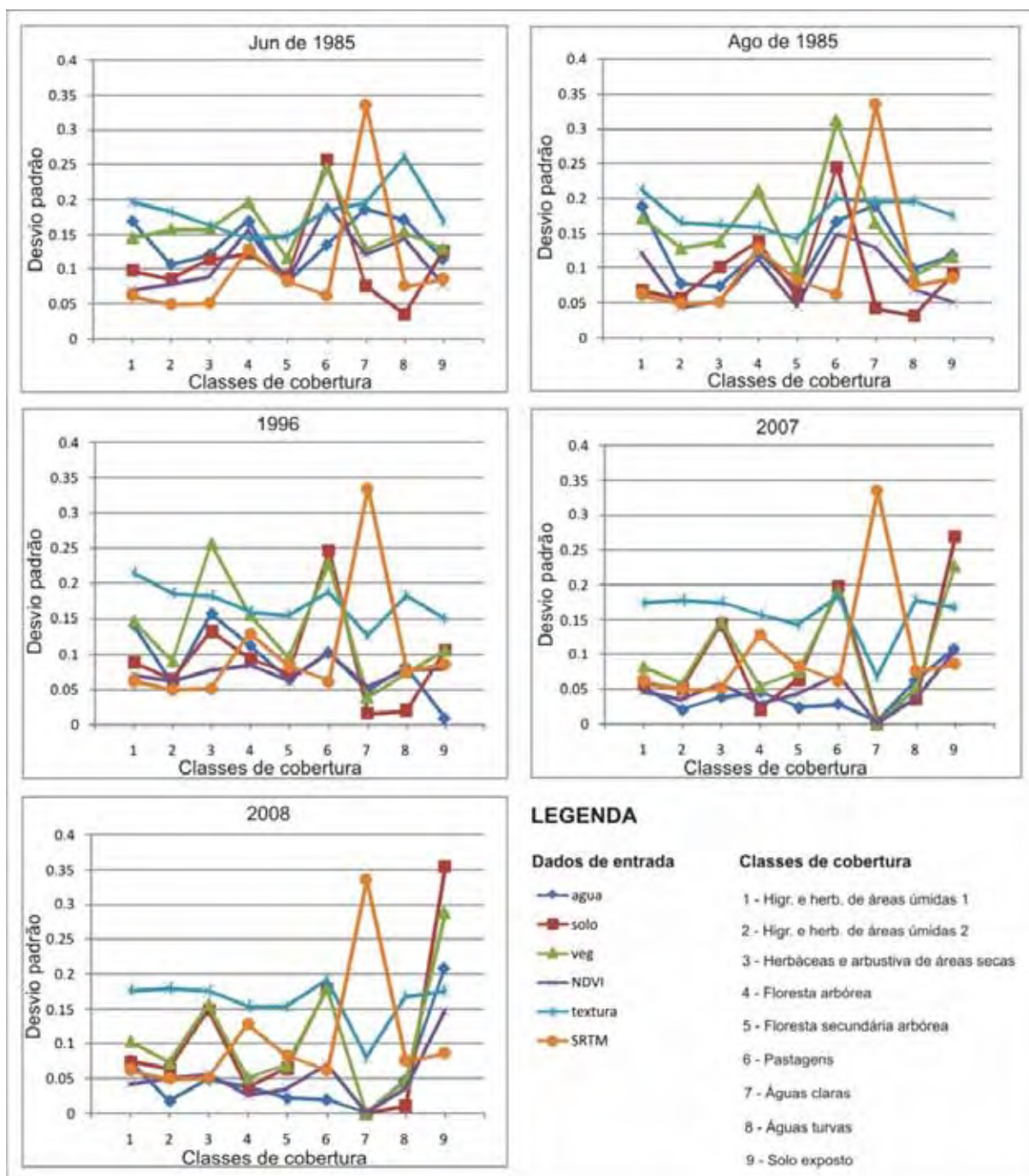


Figura 57 – Desvio padrão das amostras de treinamento.

No geral, na Figura 57, as classes que apresentam maior variância interna são as pastagens e o domínio das herbáceas de áreas secas. O plano de entrada da textura apresentou maior variância devido ao fato de agregar a informação espacial no valor do pixel. Para a classe de águas claras, o SRTM apresentou um pico, indicando alta variabilidade, principalmente devido a

região do reservatório estar situada num patamar altimétrico bem mais elevado que a da planície. As variâncias tendem a aumentar nos períodos mais antigos, em 1985 e 1996, como esperado.

Dessa forma, nota-se que as classes de informação apresentam comportamento espectral e textural similares, sobrepondo-se quando se nota os desvios padrão. Isso dificulta o reconhecimento de padrões, principalmente em relação à generalização da RNA na aplicação da classificação multitemporal. Considerando-se que as classes de treinamento não se alteraram, as mudanças no comportamento estão provavelmente ligadas às mudanças de resposta espectral dos alvos causados pela influência da hidrodinâmica e do clima.

5.4.5.4. Treinamento da RNA

O treinamento foi realizado com os dados de entrada de 2008, buscando aplicar os pesos da RNA para as outras épocas. Contudo, foram encontradas algumas dificuldades em relação ao processo de classificação multitemporal, principalmente relacionada à mistura entre as classes de informação. Notou-se que na imagem TM de 2008, a vegetação apresenta uma resposta espectral de um período mais seco, o que pode estar comprometendo os resultados temporais. Por esse motivo, aplicou-se o treinamento da RNA para o período de 2007 para obter os pesos a serem aplicadas em outros períodos, considerando a inexistência de mudanças na cobertura vegetal.

Assim, o treinamento foi realizado para o período de 2008 e 2007 e a melhor arquitetura da RNA foi selecionada para aplicação multitemporal. Diversas arquiteturas neurais foram utilizadas com o algoritmo *backpropagation*, cujas estatísticas são apresentadas na Tabela 20 e 21. Em todos os testes realizados adotou-se o valor de 0,01 para a taxa de aprendizagem e 0,5 para o termo *momentum*. Foram utilizados 200 pixels no padrão de treinamento e no padrão de validação. Convém mencionar que as arquiteturas com duas camadas escondidas apresentaram um gráfico do EMQ com altas oscilações, o que não é desejado durante o treinamento. Quando se adotou arquiteturas mais simples, com uma camada escondida, o gráfico do EMQ apresentou um padrão mais constante sem variações significativas. Um fato que chama atenção é que após o algoritmo atingir uma taxa de acurácia, a convergência parece estabilizar-se, sem grandes ganhos na acurácia com o aumento das iterações.

Foi verificado que o melhor resultado em termos de índice Kappa e taxa de acurácia para o treinamento de 2008 está relacionado com a arquitetura 6-7-10, com 5.000 ciclos de treinamento (Tabela 20). No treinamento de 2007, a arquitetura escolhida foi a 6-7-10, com 2.500 ciclos de treinamento, obtendo-se um kappa de 0,8805 (Tabela 21). Segundo Landis e Koch (1977 apud MOREIRA, 2005), para valores de kappa superiores a 0,8 o resultado do mapa temático é

considerado excelente. O calculado nessa etapa de treinamento foi computado automaticamente pelo aplicativo com base nas amostras de treinamento.

Tabela 20 – Arquitetura e estatísticas do processo de treinamento para a época de 2008.

Arquitetura	Número de ciclos	EMQ de treinamento	EMQ de validação	Taxa de acurácia (%)	Kappa
6-7-10 ¹	2500	0,001034	0,001094	84,25	0,7920
6-7-10	2500	0,001107	0,001162	83,80	0,8793
6-7-10	5000	0,000998	0,001045	86,15	0,8934
6-10-10	1500	0,001256	0,001305	73,65	0,8932
6-10-10	2500	0,001004	0,001068	85,05	0,8932
6-10-10	5000	0,001463	0,001520	58,7	-

¹ Leia-se 6 nós na camada de entrada, 7 nós na primeira camada escondida e 10 nós na camada de saída.

Tabela 21 – Arquitetura e estatísticas do processo de treinamento para a época de 2007.

Arquitetura	Número de ciclos	EMQ de treinamento	EMQ de validação	Taxa de acurácia (%)	Kappa
6-7-10	1500	0,001152	0,001190	80,25	0,8435
6-7-10	2500	0,001150	0,001171	79,95	0,8805
6-7-10	5000	0,001121	0,001126	82,85	0,8568
6-10-10	2500	0,001574	0,001591	55,10	-
6-10-10	5000	0,001536	0,001579	55,70	-

Finalizado o treinamento, a arquitetura e os pesos do treinamento para o período de 2007 foram salvos para a aplicação da classificação nos dados de outras épocas.

A partir de todas as amostras de treinamento coletados foram geradas a tabulação cruzada entre os padrões definidos nos elementos amostrais e o resultado da classificação da cobertura vegetal. Os resultados apresentam-se na Tabela 22 e 23, que correspondem à classificação de 2008 e 2007, respectivamente.

Nota-se que a confusão entre as classes de informação está relacionada com a mistura entre as classes, apontada na análise estatística das amostras de treinamento, como o esperado.

Tabela 22 – Tabulação cruzada entre as amostras de treinamento e o resultado da classificação de 2008.

	Amostra treinamento									Total	A. U.
	Higr. e Herb. 1	Higr. e Herb. 2	Herb. A. seca	Flor. Arbórea	Flor. Secund.	Pastagem	Águas claras	Águas turvas	Solo Exposto		
Classificação 2008	Higr. e Herb. 1	827	123	115	0	0	0	18	49	1132	0.7306
	Higr. e Herb. 2	100	1417	44	0	5	16	0	77	1664	0.8516
	Herb. seca	185	11	1141	0	2	48	0	19	1406	0.8115
	Flor. Arbórea	0	0	0	587	52	2	11	2	656	0.8948
	Flor. Secund.	30	73	43	86	421	6	0	1	663	0.6350
	Pastagem	10	1	71	0	4	1027	0	13	1126	0.9121
	Águas claras	0	0	0	0	0	10457	290	0	10747	0.9730
	Águas turvas	0	0	0	0	1	1030	1261	14	2306	0.5468
	Solo Exposto	0	0	7	0	0	72	7	1370	1456	0.9403
	Total	1152	1625	1421	673	485	11561	1595	1545	21156	
	A. P.	0.7179	0.8720	0.8030	0.8722	0.868	0.9345	0.9044	0.7881	0.8867	0.8748

Tabela 23 – Tabulação cruzada entre as amostras de treinamento e o resultado da classificação de 2007

	Amostra treinamento									Total	A. U.
	Higr. e Herb. 1	Higr. e Herb. 2	Herb. A. seca	Flor. Arbórea	Flor. Secund.	Pastagem	Águas claras	Águas turvas	Solo Exposto		
Classificação 2007	Higr. e Herb. 1	479	335	33	0	4	0	3	16	870	0.4494
	Higr. e Herb. 2	396	1033	80	0	0	0	0	0	1509	0.3154
	Herb. seca	222	244	1224	0	27	74	0	31	1822	0.3282
	Flor. Arbórea	0	0	0	548	40	3	11	0	602	0.0897
	Flor. Secund.	25	13	29	125	413	11	5	1	622	0.3360
	Pastagem	30	0	32	0	1	1007	0	35	1105	0.0887
	Águas claras	0	0	0	0	0	11069	439	0	11508	0.0381
	Águas turvas	0	0	1	0	0	477	758	0	1236	0.3867
	Solo Exposto	0	0	22	0	0	4	0	1463	1489	0.0175
	Total	1152	1625	1421	673	485	1099	11562	1201	1545	20763
	A. P.	0.5842	0.3643	0.1386	0.1857	0.1485	0.0837	0.0426	0.3746	0.0531	0.8666

Realizou-se, também, uma análise utilizando o MDE gerado pelas imagens aéreas no lugar da representação do SRTM. O resultado do treinamento da RNA apresenta-se na Tabela 24.

Tabela 24 – Arquitetura e estatísticas do processo de treinamento para a época de 2008.

Arquitetura	Número de ciclos	EMQ de treinamento	EMQ de validação	Taxa de acurácia (%)	Kappa
6-6-8	1500	0,001880	0,001871	75,06	0,7061
6-7-8	5000	0,001780	0,001869	77	0,7234
6-7-8	10000	0,001740	0,001777	79,81	0,7665
6-8-8	5000	0,001755	0,001833	77,63	0,7606
6-10-8	5000	0,001773	0,001793	78,44	0,7404
6-10-8	10000	0,001634	0,001713	80,31	0,7744
6-10-10-8	5000	0,001688	0,001803	77,44	0,7636

Nota-se que a melhor arquitetura foi a 6-10-8 com 10.000 ciclos de treinamento, em negrito. As estatísticas do treinamento da RNA utilizando a representação gerada pelas imagens aéreas foram inferiores ao da abordagem utilizando SRTM. Esperava-se que com a informação mais detalhada da representação do relevo, o classificador pudesse melhorar o reconhecimento de padrões. Contudo, ressalta-se que nessa classificação foi retirada a classe de solo exposto, devido à não existência de amostras suficientes para representar a classe de informação. Outro aspecto que deve ser considerando é que os produtos das transformações das imagens TM foram reamostradas para 10 m. Por fim, a alta frequência nos dados de altimetria também pode ter prejudicado o classificador. O ideal seria utilizar imagens com melhor resolução espacial, compatível com o produto das imagens aéreas.

Para verificar o grau de mistura entre as classes de informação, a tabulação cruzada de todos os elementos coletados como amostra de treinamento e a sua respectiva classe na imagem classificada é apresentada na Tabela 25.

Tabela 25 – Tabulação cruzada entre as amostras de treinamento e o resultado da classificação de 2008.

		Amostra treinamento									
		Higr. e Herb. 1	Higr. e Herb. 2	Herb. A. seca	Flor. Arbórea	Flor. Secund.	Pastagem	Águas claras	Águas turvas	Total	A.U.
Classificação 2008	Higr. e Herb. 1	8304	988	2183	268	99	169	0	143	12154	0.6832
	Higr. e Herb.. 2	1048	12684	1467	59	296	148	0	6	15708	0.8075
	Herb. seca	618	373	7496	10	19	366	0	2	8884	0.8438
	Flor. Arbórea	0	0	5	4100	278	140	0	0	4523	0.9065
	Flor. Secund.	151	373	432	710	3590	287	0	4	5547	0.6472
	Pastagem	29	9	526	47	40	8513	0	0	9164	0.9290
	Águas claras	81	0	53	746	1	87	15403	1519	17890	0.8610
	Águas turvas	61	1	110	6	5	82	1707	5817	7789	0.7468
	Total	10292	14428	12272	5946	4328	9792	17110	7491	81659	
	A. P.	0.8068	0.8791	0.6108	0.6895	0.8295	0.8694	0.9002	0.7765		0.8071

Nota-se que a acurácia do produtor é menor para as classes de herbáceas em áreas mais secas e para floresta arbórea, enquanto que os valores de acurácia do usuário são menores para as classes herbáceas em áreas úmidas 1 e floresta secundária.

5.4.5.5. Representações da distribuição da cobertura vegetal

Os resultados das classificações são apresentados nas Figuras 58, 59, 60, 61, 62 e 63, que correspondem, respectivamente, às cenas de 1975, junho e agosto de 1985, 1996, 2007 e 2008.

As classes de cobertura mapeadas para a data de 1975 foram generalizadas devido à baixa resolução espacial e radiométrica do sensor MSS em relação às TM. Verifica-se na Figura 58, que a maior parte da planície é classificada como sendo de ambientes de vegetação higrófilas e herbáceas de áreas úmidas com alguns trechos de herbáceas em áreas secas. A mata arbórea fica restrita aos diques marginais e as ilhas. Nota-se que a Ilha Grande é mapeada como habitats úmidos, diferentemente do apresentado em outras datas. Esse fato pode estar associado à maior influência dos pulsos de inundação, como verificado na Figura 32.

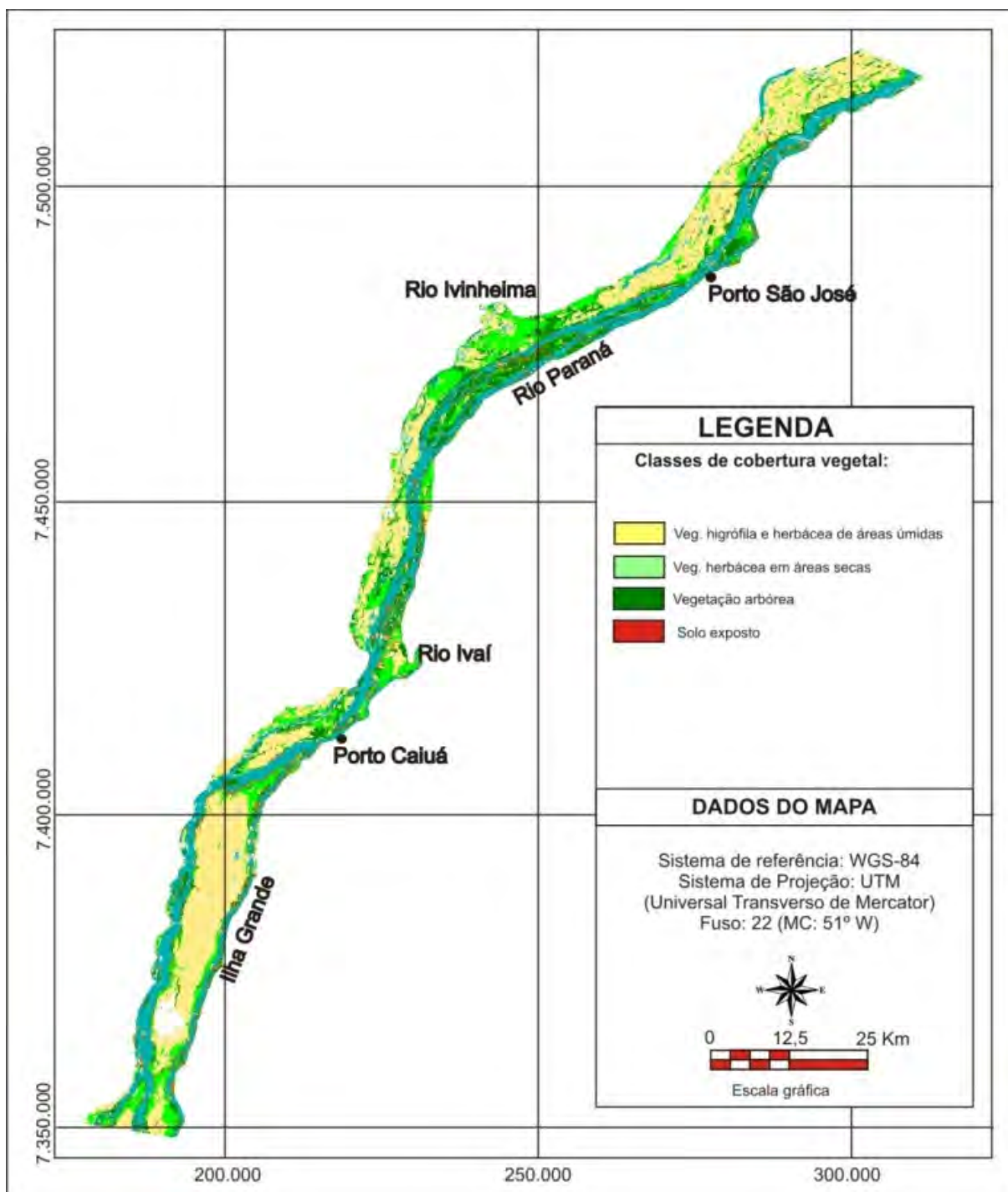


Figura 58 – Mapa da distribuição espacial das classes de cobertura vegetal da planície de inundação do alto rio Paraná de 1975.

Na Figura 59, à na região da foz do rio Ivinheima, o padrão da vegetação é de higrófilas e herbáceas de áreas úmidas 2, com diques marginais bem definidos, onde se apresentam a floresta arbórea e secundária. Esse padrão comparece nas ilhas da região do Ivinheima. Na jusante do reservatório de Porto Primavera, nota-se uma vegetação associada às áreas mais altas topograficamente, comparecendo uma vegetação herbácea e arbustiva, e padrão de pastagens. A parte sul da planície, região de Ilha Grande, apresenta um padrão de áreas mais secas e elevadas

topograficamente, onde se desenvolvem principalmente espécies arbóreas, herbáceas/arbustivas e pastagens.

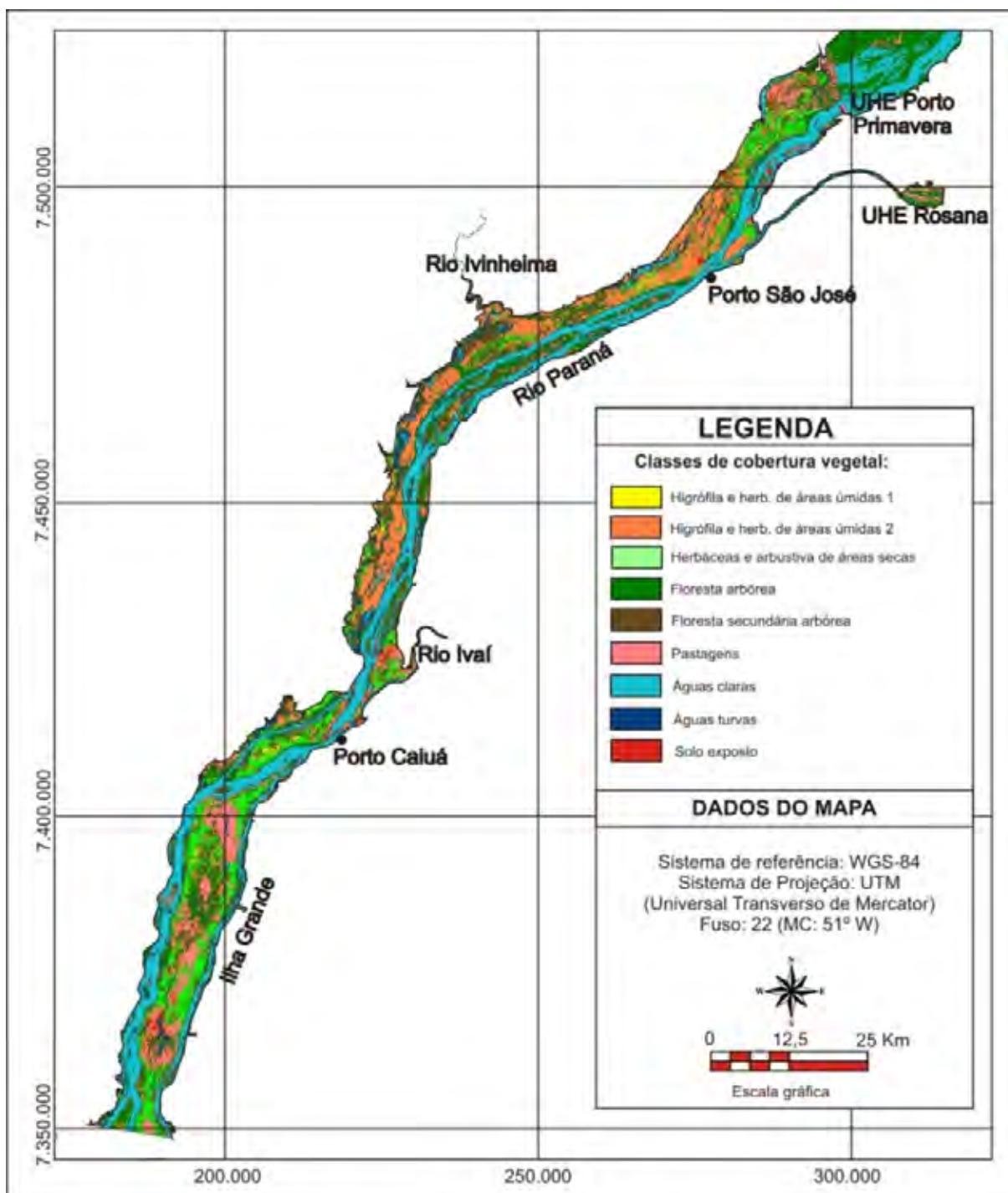


Figura 59 – Mapa da distribuição espacial das classes de cobertura vegetal da planície de inundação do alto rio Paraná em junho de 1985, após período de pulsos.

Na classificação de agosto de 1985 (Figura 60), apenas 3 meses após à anterior, verifica-se que os padrões são bastante parecidos. As maiores alterações são em Ilha Grande. A

vegetação anteriormente associada às pastagens ou herbáceas apresenta-se como do tipo arbóreo, que pode ser ocasionado devido à confusão do classificador.

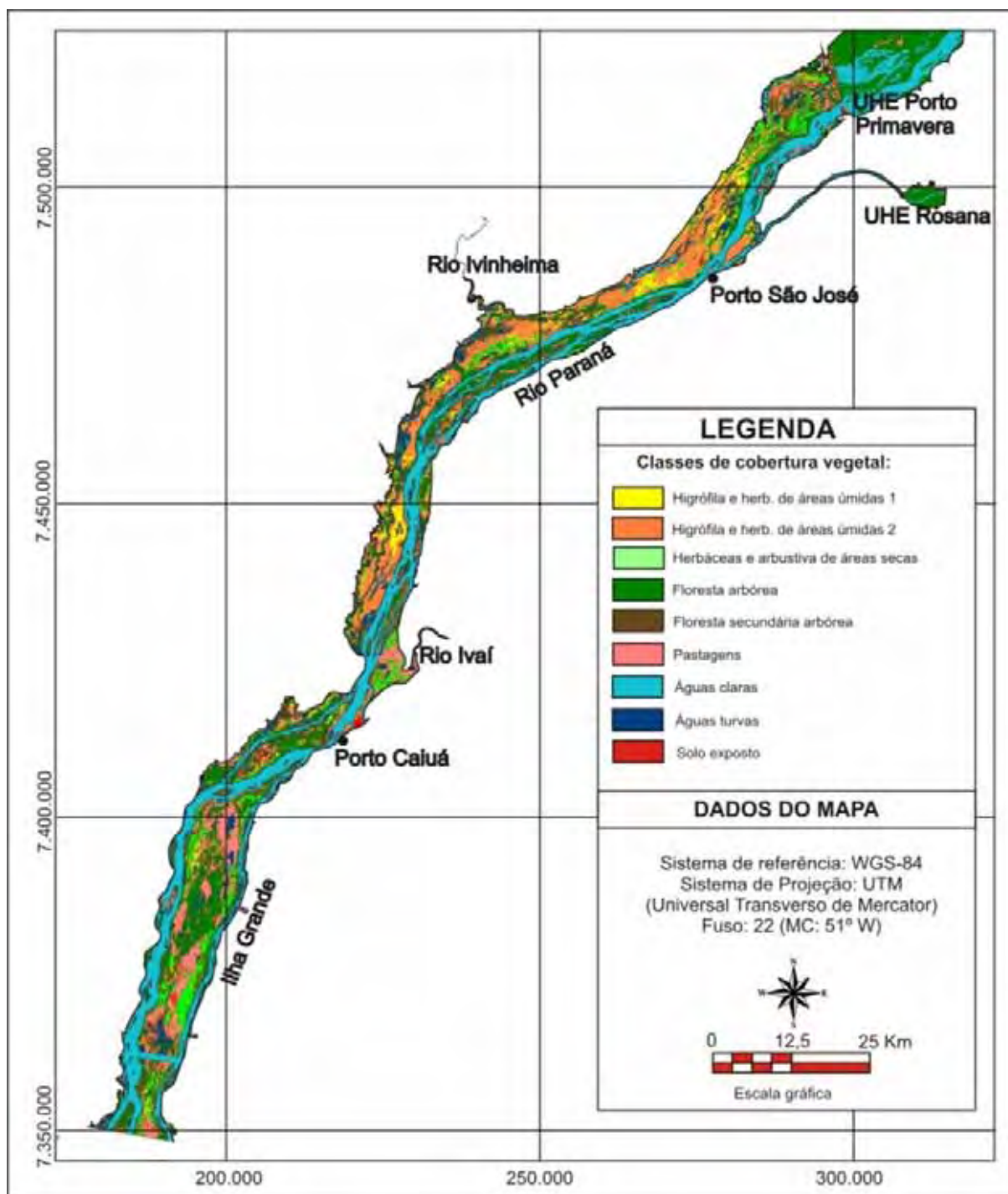


Figura 60 – Mapa da distribuição espacial das classes de cobertura vegetal da planície de inundação do alto rio Paraná em agosto de 1985.

Na classificação de 1996 (Figura 61), é possível notar que a vegetação higrófila e herbácea de áreas úmidas 2 ainda estão presentes na maior parte do trecho entre Porto São José e a foz de Ivinheima. Esse padrão mostra que os habitats de áreas úmidas permanecem sempre

presentes nesse trecho. A região de Ilha Grande apresenta um padrão de pastagens, indicando que a vegetação arbórea encontrada anteriormente nessa área pode ter sido mapeada devido à confusão na classificação.

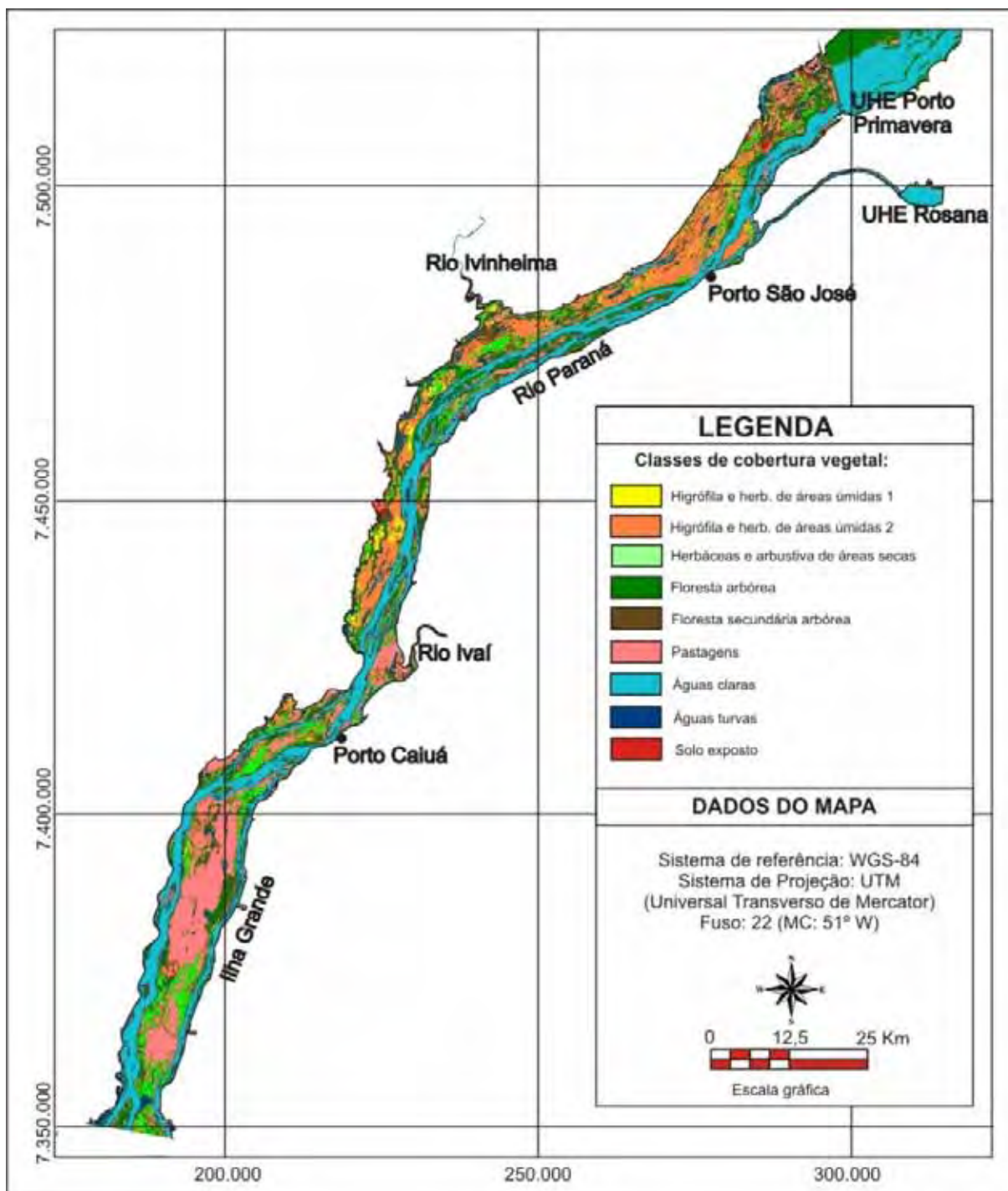


Figura 61 – Mapa da distribuição espacial das classes de cobertura vegetal da planície de inundação do alto rio Paraná em 1996.

O mapeamento da distribuição da cobertura vegetal de 2007 (Figura 62) apresenta as maiores alterações relacionado com a ocupação antrópica, principalmente na região do

rio Baía (jusante de Porto Primavera), que é notada pelos padrões geométricos das classes de cobertura. Esse período marca também o enchimento do reservatório de Porto Primavera. Destaca-se que esse período, apesar de ocorrer um pulso de inundação durante a época de chuvas, foi um ano de relativa seca.

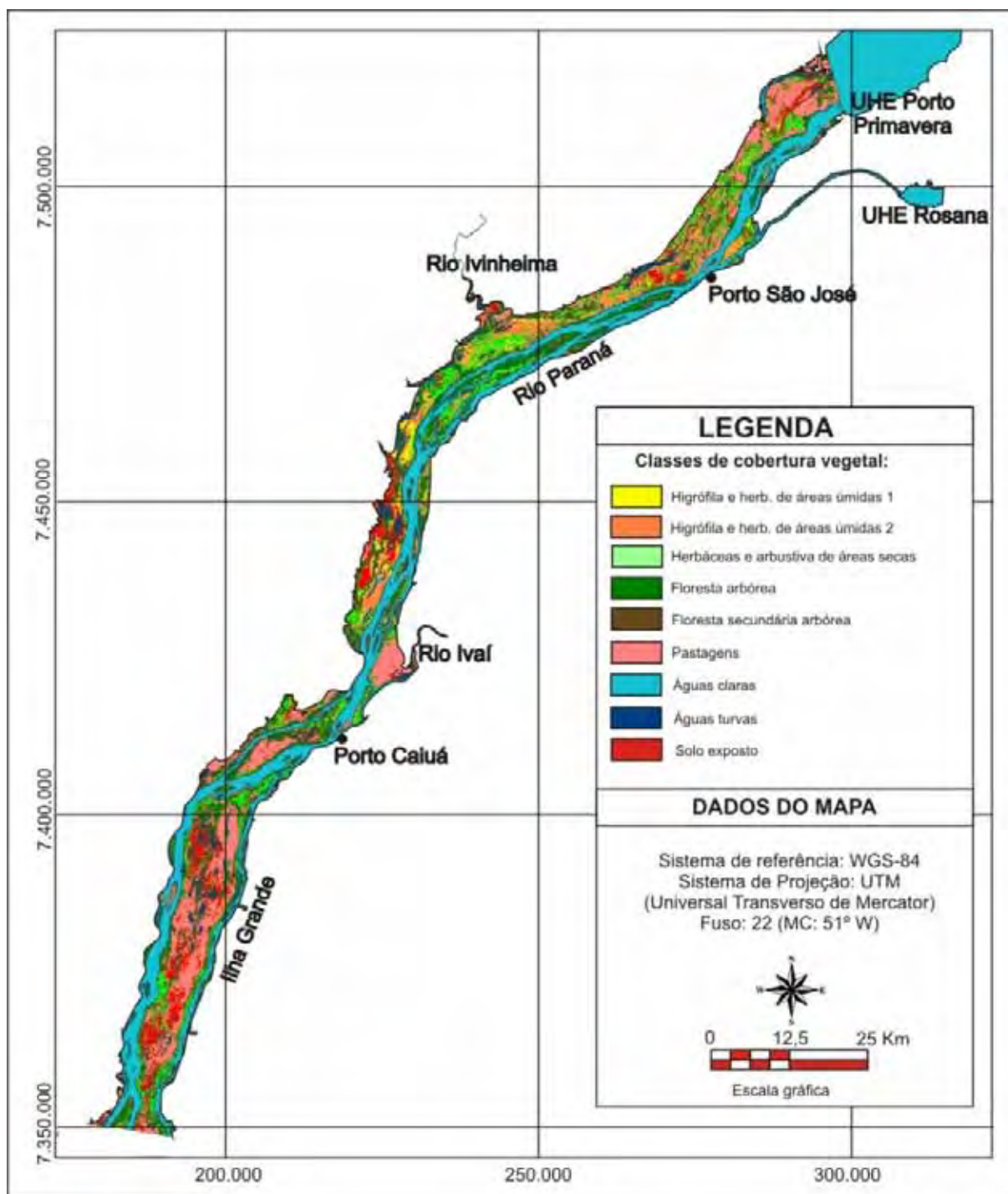


Figura 62 – Mapa da distribuição espacial das classes de cobertura vegetal da planície de inundação do alto rio Paraná em 2007.

Na região de Ilha Grande, a principal classe de cobertura continua sendo as pastagens, porém, notam-se alguns padrões de solo exposto e águas turvas. Esse fato pode estar associado com as queimadas, que são intensas nessa área e que é melhor discutida a seguir. Esses padrões também ocorrem na região da foz do rio Ivinheima.

O mapeamento de 2008 (Figura 63) mostra o atual padrão da cobertura vegetal.

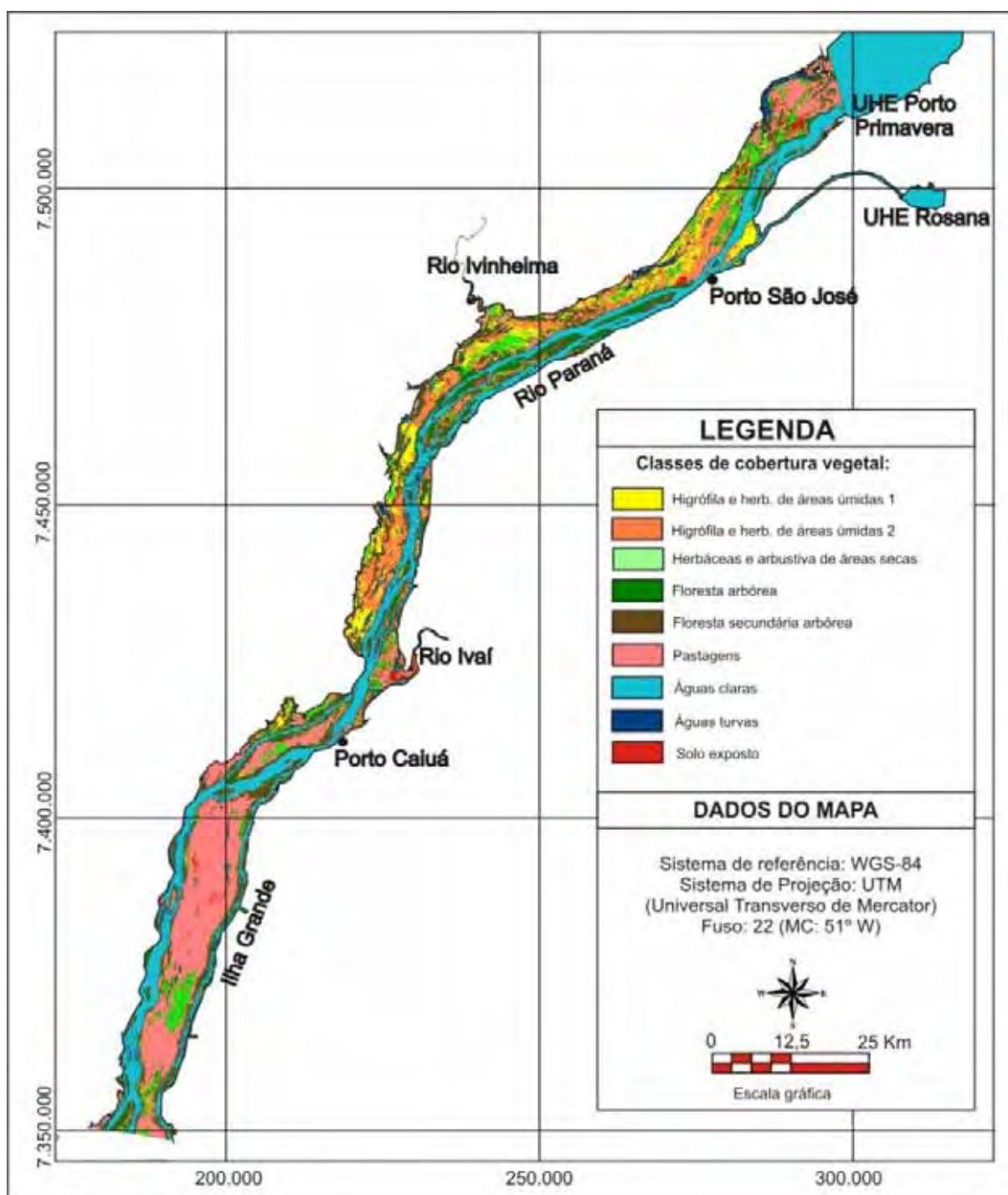


Figura 63 – Mapa da distribuição espacial das classes de cobertura vegetal da planície de inundação do alto rio Paraná em 2008.

Na região do rio Ivinheima (Figura 63), as áreas úmidas e herbáceas predominam e os padrões de vegetação arbórea parecem ser condizentes no tempo. Na região do rio Baía, a vegetação de áreas úmidas se misturam às áreas de pastagens e herbáceas/arbustivas, bem como alguns trechos de solo exposto. Ao sul, na Ilha Grande, a classe de cobertura está praticamente relacionada com pastagens.

De forma geral, analisando todas as classificações, a resposta na classificação dos habitats da planície está relacionada também com o grau de umidade do solo. O grau de saturação do solo pela água pode resultar em maior ou menor vigor vegetal das plantas, e as alterações podem ser causadas não pela mudança da classe de cobertura, mas pela resposta espectral da vegetação e do solo.

A seguir, apresenta-se a representação da classificação do ano de 2008 com utilização do MDE gerado a partir das imagens aéreas, e o recorte da mesma área da classificação gerada com MDE do SRTM (Figura 64). As duas representações apresentam padrões espaciais semelhantes. Entretanto, a discriminação da vegetação parece mais bem definida quando se utiliza o MDE das imagens aéreas, como verificado na região central da planície. Outro aspecto melhorado é a discriminação das espécies com porte arbóreo, reduzindo as áreas com floresta secundária, o que é mais condizente com a realidade.

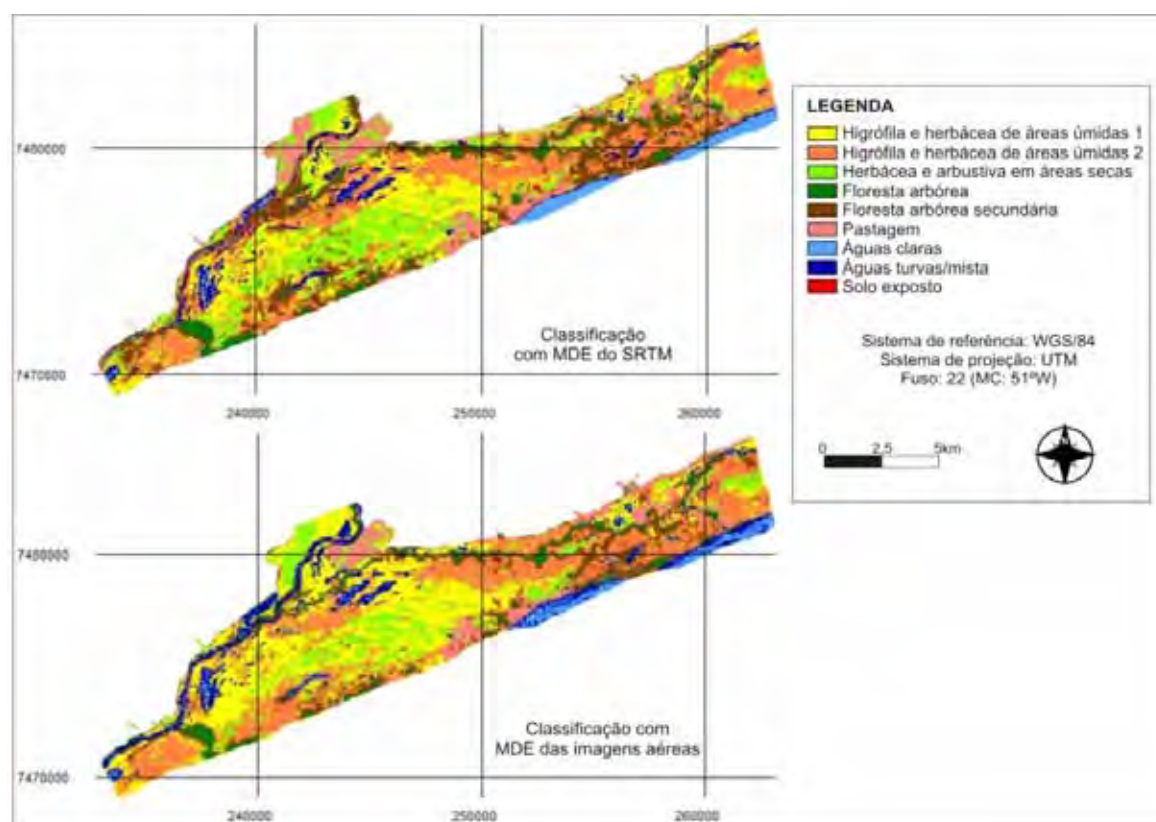


Figura 64 – Comparação entre as classificações geradas com MDE do SRTM e das imagens aéreas.

Entretanto, vale ressaltar que essas discussões são baseadas apenas na inspeção visual da área, uma vez que não foi realizada nenhuma avaliação numérica comparativa dessas duas representações.

5.5. Detecção de mudanças na vegetação

Na Figura 65, apresenta-se a evolução em percentagem de área de todas as classes ao longo dos períodos em análise. De forma geral, houve uma evolução nas áreas de pastagem e de áreas de solo exposto. Também houve uma redução das florestas arbóreas e secundárias, fato que pode estar relacionado com o corte das florestas pela ação antrópica, queimada ou mesmo confusão no processo de classificação. A vegetação higrófila e herbácea de áreas úmidas 1 e 2 parece ser complementares. Há ligeiro aumento das águas claras, provavelmente devido ao enchimento do reservatório de Porto Primavera.

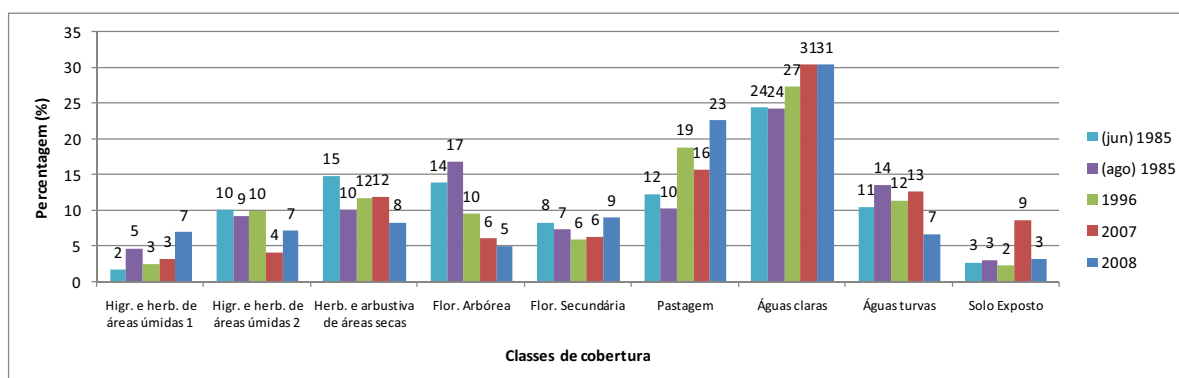


Figura 65 - Proporção das classes de informação ao longo do tempo na planície de inundação do alto rio Paraná.

O período de 1975 não foi comparado no tempo, uma vez que as classes de informação são mais generalizadas. Devido problemas no georreferenciamento não se pôde gerar a matriz de confusão, uma vez que os mapas devem estar devidamente registrados entre si.

A Tabela 26 mostra algumas estatísticas que dão idéia das alterações nas classes de um período para outro. São apresentadas a acurácia do usuário, acurácia do produtor, exatidão global e índice kappa. Adotou-se a imagem mais antiga na coluna e a mais recente nas linhas. Esse procedimento foi feito para o período de junho de 1985 e agosto de 1985, agosto de 1985 e 1996, 1996 e 2007, 2007 e 2008, e jun de 1985 e 2008. Essa abordagem não se relaciona com a avaliação da acurácia do mapeamento, mas com o grau de concordância ou alteração entre as duas representações.

Tabela 26 – Estatísticas marginais e globais das tabulações cruzadas entre as classificações.

Classes	06/1985-08/1985		08/1985-1996		1996-2007		2007-2008		1985-2008	
	A. U.	A. P.	A. U.	A. P.	A. U.	A. P.	A. U.	A. P.	A. U.	A. P.
Higr. e Herb. 1	0.146	0.9821	0.2795	0.1527	0.1505	0.1919	0.2103	0.4444	0.0481	0.1891
Higr. e Herb. 2	0.7379	0.8988	0.6096	0.6592	0.7482	0.3119	0.3343	0.5807	0.5958	0.4266
Herb. e Arb.	0.6983	0.851	0.3684	0.4263	0.3751	0.3811	0.4075	0.2847	0.4531	0.2553
Flor. Arbórea	0.7183	0.8608	0.7961	0.4509	0.7119	0.4549	0.7196	0.594	0.7209	0.2622
Flor. Secund.	0.6117	0.9156	0.446	0.3513	0.4126	0.4523	0.4599	0.6504	0.3032	0.327
Pastagem	0.7091	0.8761	0.3877	0.7075	0.6049	0.5052	0.5169	0.7398	0.3645	0.6637
Águas claras	0.9298	0.7557	0.8185	0.9216	0.8476	0.9455	0.9127	0.9114	0.6718	0.8381
Águas turvas	0.5866	0.8895	0.594	0.5003	0.5342	0.5929	0.4262	0.2228	0.243	0.1461
Solo Exposto	0.3187	0.9722	0.145	0.1073	0.0651	0.251	0.1465	0.0543	0.0539	0.0627
Exatidão Global (%)	70,25		58,38		57,99		58,03		45,44	
Índice Kappa	0,6525		0,5122		0,5007		0,4975		0,3606	

As menores acurácias marginais estão associadas às classes de higrófilas e herbáceas em áreas úmidas 1 e solo exposto. A classe de herbáceas em áreas úmidas foi subestimada nas classificações. Essa classe se confundiu com outras classes de herbáceas, fato esperado devido à essas áreas serem associadas ao grau de umidade, que respondem diretamente na cobertura vegetal. O solo exposto representa mudança direta na cobertura do solo, como áreas agrícolas, e apresentam comportamento dinâmico.

Analizando-se a acurácia ou o grau de alteração em termos globais, nota-se que a taxa de exatidão global e índice kappa não foram elevados, indicando que, de forma global, a planície apresenta alterações em sua cobertura da terra. Contudo, essas alterações podem não ser abruptas, como no caso de corte de vegetação arbórea, mas apresentam variações mais suaves, como perda ou ganho de biomassa. Como verificada na comparação entre as classificações de junho e agosto de 1985, as alterações ocorrem mesmo em curtos períodos de tempo, o que pode estar mais associada com as variações biofísicas da cobertura vegetal do que com mudanças do tipo de cobertura.

Em relação às classes relacionadas com os habitats aquáticos, notou-se que as águas claras não apresentaram alterações, enquanto que a água turva apareceu muitas vezes como águas claras. Os componentes ópticos associados aos materiais particulados e dissolvidos pode ter diminuído durante o tempo, talvez pelo fato da barragem segurar grande parte da carga sedimentar do rio Paraná. Outro fato que pode ter ocorrido foi que no momento da tomada dessas imagens as águas do rio Paraná (águas claras) podem ter invadido os canais os quais possui conexão, que é recorrente no rio Baía e Ivinheima.

De forma geral, também houve intensas alterações, principalmente, em áreas associadas às ocupações antrópicas, como áreas de solo exposto e pastagens na região do rio Baía. Outras alterações são por conta do enchimento do reservatório de Porto Primavera, principalmente em relação à floresta arbórea que foi inundada para dar lugar às águas claras.

Quando se analisa a classificação de 2007 e 2008, embora esse período seja apenas de um ano notam-se alterações consideráveis, principalmente, em relação aos habitats de áreas úmidas, vegetação herbácea/arbustiva de áreas secas e solo exposto. Esse grau de alteração

não era esperado, mas pode estar associado às variações na resposta espectral causadas pelo grau de umidade do solo. Outro fato é a utilização de treinamentos e estruturas de redes diferentes para essas épocas.

A matriz de transição espaço temporal de 1985 e 2008 mostra as maiores alterações, uma vez que se trata do período de 28 anos. As acurácias marginais apresentaram baixos valores, que indica intensas alterações. Essas alterações podem ser explicadas pelos diversos acontecimentos históricos (Figura 66), como intensa ocupação histórica, construção de barragens hidroelétricas, enchentes e criação de Parques e criação de Unidades de Conservação.

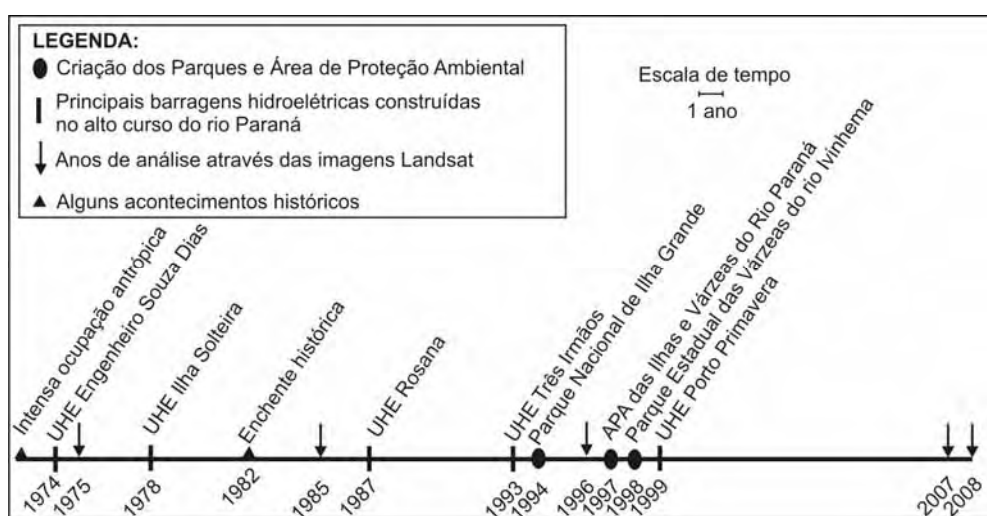


Figura 66 – Linha do tempo dos principais acontecimentos históricos que podem explicar as alterações.

A criação das unidades de conservação na década de 90 resultou em redução na degradação ambiental da planície de inundação, reduzindo a supressão da vegetação nativa e atividades de extração nas áreas de proteção.

Nas áreas de várzea e no terraço fluvial do rio Baía e proximidades do rio Ivíñhema é possível encontrar grandes propriedades onde há predomínio de criação de gado. Nessas áreas as ações antrópicas estão associadas à pecuária extensiva, construção de drenos ao longo das estradas e nas áreas de várzeas na planície buscando reduzir a umidade do terreno e aumentar a área útil para uso agropecuário.

Na região de Ilha Grande dezenas de famílias sobrevivem principalmente da pesca, agricultura e criação de gado. Esse fato se traduz em intensos problemas sociais e ambientais. Por se tratar de uma unidade de conservação, esforços vêm sendo realizados para que tais famílias sejam devidamente indenizadas para desocuparem as ilhas.

Outro fato importante são as constantes queimadas que ocorrem em Ilha Grande. Segundo Koproski, Batista e Soares (2004), de 1999 a 2003, ocorreram 52 incêndios, dos quais 92%

têm origem humana. Em 2002 e 2003 foram queimadas, respectivamente, 34,6 e 47,3% da área do Parque Estadual. Uma das maiores queimadas ocorreu em 2006 (Figura 67), na qual 70% da área de Ilha Grande foram destruídas. Dessa forma, essa área apresenta muitas alterações, como verificado em 2007, quando foram verificadas cobertura de solo exposto e água turva em grande parte da ilha.

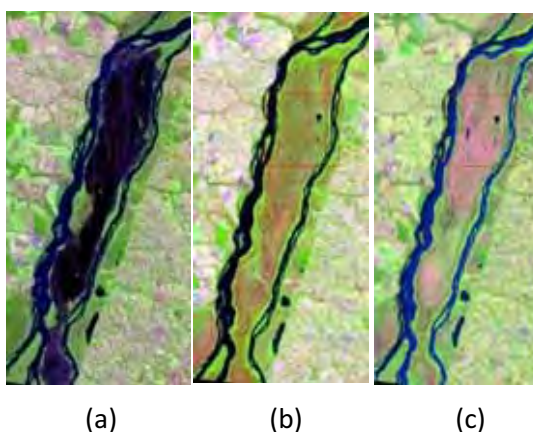


Figura 67 – Composições coloridas RGB-543 de Ilha Grande, em que se apresenta um período de queimada e a evolução da cobertura vegetal nos próximos anos. (a) 12/05/2006 (b) 2007 (c) 2008

Buscando avaliar a influência biofísica durante os períodos de análise sobre a classificação foram geradas perfis de NDVI das classes de vegetação com base nos elementos amostrais coletados durante a fase de treinamento da RNA. O perfil temporal do NDVI é apresentado na Figura 68.

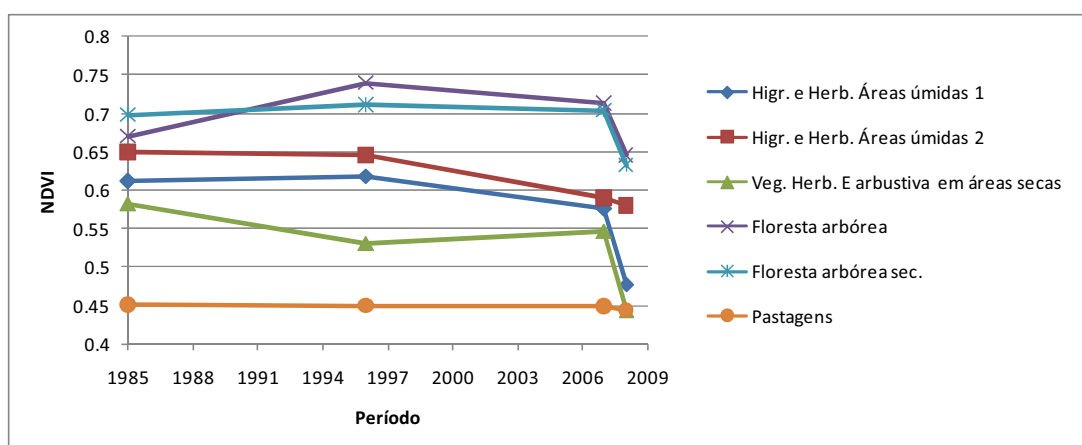


Figura 68 – Perfil do NDVI ao longo dos períodos analisados.

Nota-se que o NDVI permanece constante, com leve queda 2007 e mais acentuada em 2008. A queda do valor do NDVI pode estar associada com a redução dos pulsos de inundação ou mesmo por se tratar de períodos de secas mais intensas, sendo essa última a hipótese mais aceitável. Para analisar a influência dos pulsos e dos períodos de seca foram gerados perfis

sazonais, no ano de 1985 e 2007 (Figura 69). Os perfis também foram gerados com base nas amostras de treinamento da classificação. Os meses compreendem períodos após os pulsos (maio-junho) até períodos de seca (setembro).

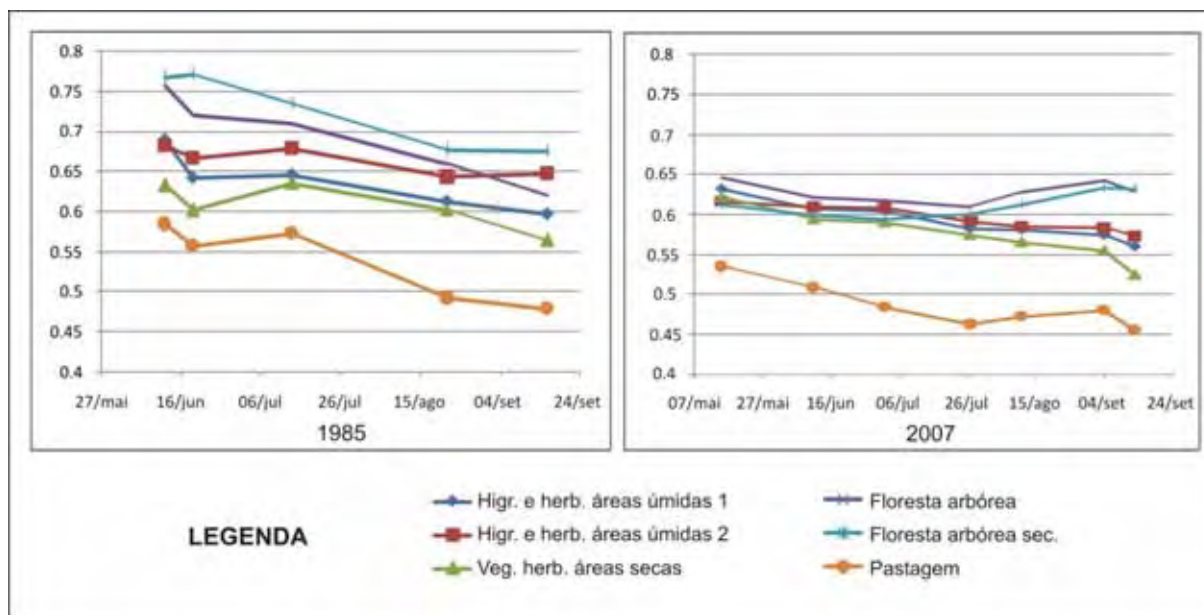


Figura 69 – Perfil do NDVI sazonal de 1985 e de 2007.

De maneira geral, nota-se que a variabilidade da vegetação em 1985 é maior que em 2007. Apesar de ocorrerem pulsos nos períodos analisados, a inundação de 1985 foi mais intensa e extensa, que pode ter influenciado na variabilidade do NDVI. Outro fato que pode ter ocorrido é que as classes identificadas não correspondem às classes no momento da tomada da imagem. Em ambos os perfis houve uma diminuição dos valores do NDVI, indicando que tem associação com a precipitação e/ou com os pulsos de inundação, ou seja, existe uma tendência na redução do vigor biofísico da vegetação nos períodos mais secos, como o esperado, uma vez que a característica biofísica está ligada ao grau de umidade do solo, e por sua vez, com a precipitação e/ou com os pulsos de inundação (Figura 70 e 71). A recuperação da biomassa por parte das classes de florestas arbóreas e das pastagens em 2007 pode estar associado com ao processo de ressecamento da planície e redução da conectividade, tornando-os mais homogêneos.

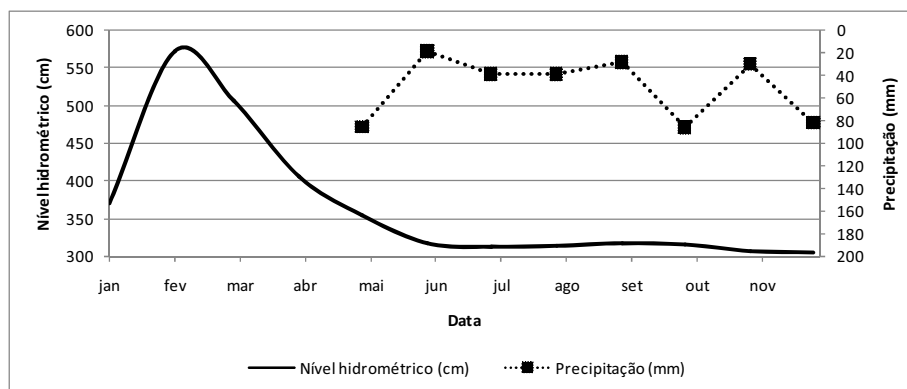


Figura 70 – Nível hidrométrico e precipitação média mensal do ano de 1985 da estação Porto São José.

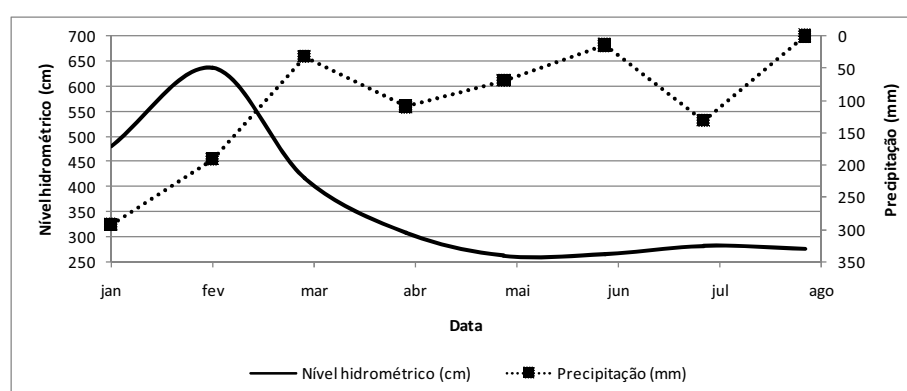


Figura 71 - Nível hidrométrico e precipitação média mensal do ano de 2007 da estação Porto São José.

Foram apresentadas as análises referentes à detecção de alterações na planície de inundação. As análises e o conhecimento adquirido foram sintetizados a seguir no capítulo final.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

Inicialmente, os resultados obtidos confirmam a hipótese de que a combinação de informações sobre a variação da distribuição espacial da vegetação no tempo e as análises dos processos de inundação contribui para entender melhor a dinâmica que ocorre no alto curso do rio Paraná. De forma geral, o presente trabalho pôde constatar que os habitats da planície de inundação do alto curso rio Paraná sofreram alterações durante o período de análise.

As análises iniciais das cotas fluviométricas indicam claramente as mudanças na hidrodinâmica do rio Paraná, causada pela construção de um conjunto de barragens hidroelétricas à montante da planície de inundação, como já apontado anteriormente por Rocha (2002) e Souza Filho et al. (2007). Portanto, a redução dos pulsos de inundação de grandes magnitudes, duração e extensão e o aumento do nível de base nos períodos típicos de águas baixas devido ao controle hidráulico do rio é fato. Porém, ainda ocorrem pulsos de menor intensidade e duração ao longo do ano, que são fases complementares e importantes ao que Neiff (1990) denomina de pulso de matéria e energia ou hidrossedimentológico. Essas características intrínsecas ao rio Paraná é que o diferencia de outros grandes sistemas, como o da bacia Amazônica.

Dessa forma, esses pulsos de alta frequência e de menor intensidade e o aumento do nível de base do rio Paraná nos períodos característicos de águas baixas, aliadas aos fatores climáticos são as funções de conectividade da planície que mais afetam as características da vegetação. Verificou-se pela análise espectral que a vegetação responde rapidamente a essas características, e que o sensoriamento remoto é altamente suscetível a essa variabilidade.

No entanto, é difícil afirmar o grau de influência da redução da conectividade sobre a cobertura vegetal. Paralelamente têm-se os impactos causados pelas ações antrópicas, que são dinâmicos e não são passíveis de modelagem. Porém, tais ações foram detectadas em momentos estáticos no tempo. Verificou-se, dessa forma, que o uso agropecuário é intenso na planície, principalmente na região do rio Baía, e nas ilhas que compõe o sistema. As queimadas também são constantes, provocando graves danos ao ecossistema da planície de inundação, como verificado em Ilha Grande, que em 2006 perdeu 70% da vegetação devido à queimadas.

Convém destacar que a escala de tempo desta análise é limitada à série temporal das imagens Landsat disponíveis, que é diferente da escala das transformações de habitats da planície de inundação. A atual dinâmica do rio Paraná é de abandono da planície de inundação, que vem ocorrendo no tempo geológico, devido às glaciações ou mudanças tectônicas. Portanto, os habitats encontrados na planície são provenientes de um estágio natural de evolução do sistema fluvial e não está ligado à modificação do regime hidrológico pela construção das barragens hidroelétricas. Por

outro lado, os barramentos modificam o grau de conectividade dos ambientes da planície, e a vegetação pode indicar esse grau de alteração, mas de forma sutil, como verificado na análise dos perfis temporais do NDVI.

Nesse sentido, a hipótese inicial de que as alterações dos processos de inundação provocaram mudanças nos habitats não pôde ser totalmente confirmada. Essa dinâmica apresenta uma complexidade inerente aos processos envolvidos e sua compreensão demanda uma séria histórica mais longa e que os impactos diretos causados pelas ações humanas sejam minimizados.

Com relação à análise dos processos de inundação verificou-se que eles são mais intensos na região do rio Baía e Ivinheima, sendo que na região do compartimento Ilha Grande as inundações são menos frequentes devido ao gradiente topográfico das ilhas. O complexo Ivinheima-Corutuba-Baía é suscetível às oscilações de nível hidrométrico dos rios Ivinheima e Baía, além do rio Paraná. Notou-se que os diques marginais estão presentes em toda a planície e se apresentam sobre cota média acima de 6 e 7 m. As águas do rio Paraná, entretanto, podem entrar para a planície através dos rompimentos dos diques marginais, situados sobre cota média de 5 m. Verificou-se que as águas iniciam as inundações pelas lagoas e canais de ligação, áreas de rompimento de dique marginal, podendo ocorrer o refluxo das águas, atingindo as áreas mais rebaixadas e percorrendo os paleocanais até atingir as áreas mais altas topograficamente. Após atingir um nível d'água ocorre o fluxo das águas sobre a planície.

A abordagem adotada, eliminando-se a tendência associada ao rio Paraná, e a simulação dos níveis de alagamento, realizada pelo processo de fatiamento, permitiu obter um referencial para os processos de inundação e avaliar o total da área que é alagada na planície de acordo com a cota fluviométrica da estação Porto São José. Verificou-se que a taxa de acurácia global da simulação foi de aproximadamente 76% e 56% em dois cenários utilizando o SRTM e 74% com o MDE gerado a partir das imagens aéreas, que mostra que a abordagem adotada é válida, embora seja bastante simples e deva ser melhorada.

As composições coloridas do sensor TM do período de potamofase (cheia) mostraram a influência dos diversos sistemas hídricos que compõe a planície, com base na análise visual da resposta espectral dos constituintes ópticos presentes nas massas de águas. Os semivariogramas de superfície e direcionais mostraram a direção e a continuidade espacial das massas de águas, que como esperado ocorrem no sentido do fluxo natural dos rios.

Em relação aos resultados da classificação da cobertura vegetal, notou-se uma diminuição nas florestas arbóreas e aumento em pastagens e águas claras. A diminuição de áreas de floresta arbórea pode estar relacionada com o processo de desmatamento ou queimadas. O aumento de áreas de pastagens pode ser um indicativo de que as áreas vêm se tornando mais secas, seja pela redução da conectividade causada pela construção do conjunto de barragens hidroelétricas

à montante da área, e/ou por ações antrópicas diretas, como construção de drenos para agricultura, verificada, principalmente, na área de várzeas do rio Baía.

De forma geral, verificou-se que a generalização da RNA pode ser aplicada em dados temporais, no entanto, alguns cuidados foram tomados, principalmente em relação à normalização radiométrica das imagens, uma vez que o treinamento é realizado com base numa única arquitetura e os pesos são aplicados às outras épocas. Por outro lado, a partir dos resultados da classificação, a RNA não foi robusta o suficiente para generalizar as mudanças na resposta espectral, que não é caracterizada somente pela alteração da classe de cobertura, mas pela influência da conectividade e condições climáticas. A avaliação pós-classificação mostrou-se adequada quando se buscou detectar alterações abruptas na cobertura da terra, como aquelas causadas diretamente pela ação antrópica, como, por exemplo, corte da vegetação ou aumento das áreas de solo exposto para fins agrícolas. Quando se pretendeu analisar a influência da hidrodinâmica essa abordagem não se mostrou tão eficiente. No caso de uma análise temporal que considere variações mais suaves, outros métodos podem ser adotados, como diferença entre índices, análise de componentes principais, análise do vetor de mudança, entre outros.

Com relação aos perfis de NDVI, verificou-se pela análise sazonal que existe uma tendência na redução do vigor biofísico da vegetação nos períodos mais secos, como o esperado, uma vez que a característica biofísica está ligada ao grau de umidade do solo. Quando analisado o perfil temporal, considerando as imagens no período de seca, notou-se que ele permaneceu constante, com leve redução nos últimos anos. Esse período pode ter coincidido com a construção de Porto Primavera, porém uma avaliação baseada numa série histórica mais longa pode explicar melhor essa possível tendência.

Uma possibilidade para trabalhos futuros é a realização da análise dos processos de inundação da planície de inundação que considere a dinâmica dos diversos sistemas hidrológicos (rio principal, tributários, lençol freático, precipitação, infiltração, etc) e hidrodinâmica que compõe o macrossistema. Atualmente, existem outros modelos digitais de elevação que merecem ser avaliados, como o gerado a partir de imagens ASTER, disponibilizadas gratuitamente pela NASA. Esse MDE foi gerado a partir de procedimentos fotogramétricos sobre imagens do infravermelho do sensor ASTER, a bordo do satélite Terra, que proporciona resolução espacial de 30 m.

Outra recomendação seria a utilização de imagens de maior resolução radiométrica, espectral e espacial para classificação da cobertura da terra. Nos períodos da década de 80 e 90, o Landsat era o principal satélite em funcionamento, mas nos tempos atuais existem diversos sensores que possibilitam o acompanhamento no tempo com maior resolução e a baixos custos. As imagens digitais aéreas podem ser utilizadas para mapeamento detalhado da vegetação

da planície de inundação, utilizando abordagens mais indicadas para imagens de alta resolução espacial.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, J. B. et al. Classification of multispectral images based on fractions of endmembers: application to land-cover change in the brazilian Amazon. **Remote sensing of environment**, v.52, p.137-154, 1995.
- AGOSTINHO, A. A.; ZALEWSKI, M.A. **A planície alagável do alto rio Paraná: importância e preservação**. Maringá: EDUEM. 100p. 1996.
- AGOSTINHO, A. A. Qualidade dos habitats e perspectivas para a conservação. In: VAZZOLLER, A. E. de M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, 1997, p. 453-460.
- ANDRADE, I. R. **Dinâmica de inundação de áreas sazonalmente alagáveis na planície aluvial do alto rio Paraná**. 2008. 60 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos) – Universidade Estadual de Maringá – Maringá.
- ANDRADE, J. B. **Fotogrametria**. Curitiba: SBEE, 2003.
- ANDRIOTTI, J. L. S. **Fundamentos de estatística e geoestatística**. São Leopoldo: UNISINOS, 2003, 165p.
- ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T. Recuperação de propriedades físicas e radiativas de nuvens. In: RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. (Org.). **O sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil**. São José dos Campos: A. Silva Vieira Ed., 2007, Cap.23, p. 329-349.
- BARBOSA, D. S.; ESPINDOLA, E. L. G. Algumas teorias ecológicas aplicadas a sistemas lóticos. In: BRIGANTE, J.; ESPINDOLA, E. L. G. (Org.) **Limnologia fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu**. São Carlos - SP: Rima, 2003, p. 11-18.
- BENEDIKTSSON, J. A.; SWAIN, P.H.; ERSOY, O. K. Neural networks approaches versus statistical methods in classification of multisource remote sensing data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**. v. 28, n.4, p.540-552, 1990.
- BISCHOF, H.; SCHENEIDER, W.; PINZ, J. Multispectral classification of Landsat-images using neural networks. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**. v. 30, n.3, p.482-490, 1992.
- BURROUGH, P.A. **Principles of geographical information systems**. Oxford: Oxford University Press, 1986, 193 p.
- BUSSAB, W. O; MORETTIN, P. A. **Estatística básica**. São Paulo: Saraiva, 2002.
- CAMARGO, E. C. G.; DRUCK, S.; CÂMARA, G. Análise espacial de superfícies. In: DRUCK, S. et al. **Análise espacial de dados geográficos**. DF: Embrapa Cerrados, 2004. Cap.3, p 79-117.
- CAMARGO, E. C. G. et al. Integração de geoestatística e Sistemas de Informação Geográfica: uma necessidade. In: **V Congresso e Feira para Usuários de Geoprocessamento da América Latina**, 7, Salvador, 1999.

CAMPOS, J. B.; SOUZA, M. C. Vegetação. In: VAZZOLER, A. E. A. M., AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N.S. (Org.). **A planície de inundação do alto rio Paraná**. 1 ed. Maringá: EDUEM, 1997, v. 1, p. 331- 342.

CANTY, M. J.; NIELSEN, A. A.; SCHMIDT, M. Automatic radiometric normalization of multitemporal satellite imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 91(3–4), p. 441–451, 2004.

CANTY, M. J.; NIELSEN, A. A. Automatic radiometric normalization of multitemporal satellite imagery with the iteratively re-weighted MAD transformation. **Remote Sensing of Environment**, v. 112(3–4), p. 1025-1036, 2008.

CARREIRAS, J. M. B.; SHIMABUKURO, Y. E.; PEREIRA, J. M. C. Fraction images derived from SPOT-4 VEGETATION data to assess land-cover change over the State of Mato Grosso, Brazil. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, n.23, p.4979-4983, 2002.

CARVALHO, A. P. L. F. **Redes neurais artificiais**. [online]. Disponível em: <<http://www.icmsc.sc.usp.br/~andre/neural1.html>>. Abr. 1999.

CASCO, S.L. Distribución de la vegetación fluvial y su relación con el régimen de pulsos en el Bajo Paraná. En: Aceñolaza, F.G. (Ed.) **Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino**. Insugeo, Miscelánea, v.12, p.125-130, 2004.

CASCO, S.L.; BASTERRA DE CHIOZZI, I.; NEIFF, J. J. La vegetación como indicador de la geomorfología fluvial. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.6, n.1, p.123-136, 2005.

CHANDER, G.; MARKHAM, B. Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures and postcalibration dynamics ranges. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 41, n.11, p.2764-3677, 2003.

CHAVES, P. S. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. **Remote Sensing of Environment**, v.24, p.459-479. 1988.

CHAVES, P. S. Image-based atmospheric corrections: revisited and improved. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v.62, p.1025-1036. 1996.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. São Paulo: Edgard Blucher, 1974. 149p.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia Fluvial**. São Paulo: Edgard Blucher, 1981.

COMUNELLO, E. **Dinâmica de inundação de áreas sazonalmente alagáveis na planície aluvial do alto rio Paraná**. 2001. 47 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos) – Universidade Estadual de Maringá – Maringá.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of remote sensing sensed data: principles and practices**. Lewis Publishers, 1999, 136p.

CORRADINI, F. A. **Processos de conectividade e a vegetação ripária do alto rio Paraná, MS**. 2006. 70 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

CORRADINI, F. A.; FACHINI, M. P.; STEVAUX, J. C. Controle geomorfológico da distribuição da vegetação ripária do rio Paraná: Parte I – Unidades geomórficas da planície de inundação. **Revista UnG – Geociências**, v.5, n.1, p.13-21, 2006.

CORREIA, A. et al. Inferência de aerossóis. In: RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. (Org.). **O sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil**. São José dos Campos: A. Silva Vieira Ed., 2007, Cap.21, p. 297-315.

COPPIN, P. et al. Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. **International Journal of Remote Sensing**, v.25, n.9, 1565-1596, mai. 2004.

COPPIN, P. R.; BAUER, M. Change detection in forest ecosystems with remote sensing digital imagery. **Remote Sensing Review**, v.3, p.207-234, 1996.

DEUTSCH, C. V.; JOURNEL, A. G. **GSLIB: Geostatistical Software Library and user's guide**. 2ed. New York: Oxford University Press, 1998. 339p.

DU, Y.; TEILLET, P. M. CIHLAR, J. Radiometric normalization of multitemporal high-resolution images with quality control for land cover change detection. **Remote sensing of Environment**, v. 82, p.123-134, 2002.

EASTMAN, J. R. **Guide to GIS and image processing**. Worcester: Clark Labs, 2006.

ESPINHOSA, M. C. **Utilização do sensoriamento remoto orbital e redes neurais artificiais no mapeamento de macrófitas aquáticas emersas em grandes reservatórios**. 2004. 112f. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente.

FACHINI, M. P. **Fitofisionomia e levantamento florístico em transectos na planície de inundação do alto rio Paraná (PR e MS)**. 2001. 62 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

FARR, T. G. et al. The Shuttle Radar Topography Mission. **Rev. Geophys.**, 45, 2007.

GALO, M. L. T. **Aplicação de redes neurais artificiais e sensoriamento remoto na caracterização ambiental do parque estadual morro do diabo**. 2000. 197f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

GALO, M.; CAMARGO, P. O. Utilização do GPS no controle de qualidade de cartas. In: **1º COBRAC – Congresso Brasileiro de Cadastro Técnico Multifinalitário**, Florianópolis, 1994.

GONZALEZ, R. C; WOODS, R. E. **Processamento de imagens digitais**. São Paulo: Edgard Blucher, 2000. 509 p.

HAERTEL, V.; SHIMABUKURO, Y. E.; ALMEIDA-FILHO, R. Fraction images in multitemporal change detection. **International Journal of Remote Sensing**, Vol.25, n.23, p.5473-5489, 2004.

HALL, F. G. et al. Radiometric rectification: Toward a common radiometric response among multitemporal, multisensor images. **Remote Sensing of Environment**, 35, p.11 –27.

HAYAKAWA, E. H. **Análise da variabilidade espacial e temporal dos sedimentos suspensos do alto rio Paraná via imagens orbitais: região de Porto São José – PR**. 2007. 84 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual de Maringá – Maringá.

HAYKIN, S. **Redes neurais: Princípios e prática**. 2.ed. Porto Alegre: Bookman, 2001. 900p.

HEERMANN, P. D.; KHAZENIE, N. Classification of multispectral remote sensing data using a back-propagation neural network. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**. v. 30, n.1, p.81-88, 1992

HINKLE, S. R. et al. Linking hyporheic flow and nitrogen cycling near the Willamette River—A large river in Oregon, USA. **J. Hydrol.**, 244, 157–180. 2001.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. 92p.

IMAI, N. N.; GALO, M. L. B. T. Uma proposta de base de dados geográficos espaço-temporal centrada na paisagem. In: **IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Santos, p. 583 – 593, 1998.

ISAAKS, E.H.; SRIVASTAVA, R.M. **An introduction to applied geostatistics**. New York: Oxford University Press, 1989.

JENSEN, J. R. **Remote sensing of the environment: an earth resource perspective**. New Jersey: Prentice Hall. 544p, 2000.

JUNK, W. J. Structure and function of the large Central-Amazonian river-floodplains: synthesis and discussion. In: _____. (Org.). **The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System**. Berlin: Springer Verlag, 1997, v. 126, p. 455-472.

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. In: **D.P. Dodge (Ed) Proceedings of the International Large River Symposium**. Can. Spec. Public. Fish. Aquat. Sci., 106. p.110-127, 1989.

KOPROSKI, L. P.; BATISTA, A. C.; SOARES, R. V. Ocorrência de incêndios florestais no Parque Nacional de Ilha Grande – Brasil. **Floresta**. v.34, n.2, Mai/Ago, 2004, p.193-197.

LANDIM, P. M. B.; CORSI, A. C. **Cálculo de superfície de tendência, por regressão polinomial, pelo SURFER 6** (Texto didático). Rio Claro: DGA/IGCE, 2001, 11p.

LANGHI, P. J. P. ; TOMMASELLI, A. M. G. . Correção radiométrica de imagens aéreas digitais por meio de ajuste polinomial. In: **II Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação**, 2008, Recife.

LATORRE, M. L. **Utilização de um método de correção atmosférica para o processamento de dados hiperespectrais do sensor AVIRIS em regiões tropicais**. 1998. 106 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos.

LEE, J. et al. A neural network approach to cloud classification. **IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing**, v.28, n.5, p.846-55, 1990.

LEOPOLD, L.B.; WOLMAN, M.G.; MILLER, J.P. **Fluvial processes in geomorphology**. San Francisco: Freedman, 1964. 319 p.

LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W.; CHIPMAN, J. W. **Remote Sensing and Image Interpretation**. 5ed. Wiley, 2004. 784p.

LIPPMANN, R. P. An introduction to computing with neural nets. **IEEE ASSP Magazine**, v.4, p.4-22, 1987.

LU, D. et al. Application of spectral mixture analysis to Amazonian land-use and land-cover classification. **International Journal of Remote Sensing**, v.25, n.23, p.5345-5358, 2004.

LU, D.; MORAN, E.; BATISTELLA, M. Linear mixture model applied to Amazonian vegetation classification. **Remote sensing of environment**, v. 86, p.456-469, 2003.

LUGNANI, J. B. **Introdução à fototriangulação**. Curitiba, 1987.

MEDEIROS, J. S.. **Bancos de dados geográficos e redes neurais artificiais: tecnologia de apoio à gestão de território**. 1999. 221f. Tese (Doutorado em Geografia Física) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MERCANTE, E. **Dinâmica espectral da cultura da soja ao longo do ciclo vegetativo e sua relação com a produtividade na região oeste do Paraná**. 2007. 221f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MERTES, L.A.K. et al. Spatial patterns of hydrology, geomorphology, and vegetation on the floodplain of the Amazon River in Brazil from a remote sensing perspective. **Geomorphology**, 1995, p.215-232

MEURER, M. **Regime de cheias e cartografia de áreas inundáveis no alto rio Paraná, na região de Porto Rico – PR**. 2004. 59 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual de Maringá – Maringá.

MIALL, A.D. A Review of the Braided-River Depositional Environment. **Earth Science Reviews**, 13. p.1-62, 1977.

MINSHALL, G.W. et al. Developments in Stream Ecosystem Theory. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, 42, p.1045-1055. 1985.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. 3ed. Viçosa: Ed. UFV, 2005. 320p.

MONICO, J. F. G. **Posicionamento pelo GNSS: Descrição, fundamentos e aplicações**. 2. ed. São Paulo: Editora Unesp, 2007. v. 1. 476 p.

NANSON, G. C.; KNIGHTON, A. D. Anabranching rivers: the cause, character and classification. **Earth Surface Process and Landforms**. Vol. 21, p.217-239, 1994.

NASCIMENTO, P. S. R. **Avaliação de técnicas de segmentação e classificação em imagens Landsat-TM visando o mapeamento de unidades de paisagem na Amazônia**. 1997. 102f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.

NASCIMENTO, C. R.; ZULLO JUNIOR, J. Utilização de produtos atmosféricos do sensor MODIS/TERRA, na correção atmosférica de imagens do sensor AVHRR/NOAA. In: **XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Florianópolis, 2007. p. 6367-6374.

NEIFF, J.J. Ideas para la interpretacion ecologica del Parana. **Interciencia**, v.15, n.6, p.424-441, 1990.

NIELSEN, A. A. The regularized iteratively reweighted MAD method for change detection in multi- and hyperspectral data. **IEEE Transactions on Image Processing**, v.16(2), p. 463-478, 2007.

NIELSEN, A. A.; CONRADSEN, K.; SIMPSON, J. J. Multivariate alteration detection (MAD) and MAF post-processing in multispectral, bitemporal image data: new approaches to change detection studies. **Remote Sensing of Environment**, v.64, p.1–19, 1998.

NOGUEIRA JR, J. B. N. **Controle de qualidade de produtos cartográficos: uma proposta metodológica**. 2003. 147 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente.

NOVO, E. M. L. M.; SHIMABUKURO, Y. E. Identification and mapping of the Amazon habitats using mixing model. **International Journal of Remote Sensing**, v.18, n.3, p.663-670, 1997.

POLIDORIO, A. M. Correção radiométrica de imagens multiespectrais CBERS e Landsat ETM usando atributos de reflectância e de cor. In: **XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Goiânia, 2005. p.4241-4248.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento no estudo da vegetação**. 1. Ed. São José dos Campos: Parênteses, 2007.

RICHARDS, J. A.; JIA, X. **Remote sensing digital image analysis: an Introduction**. 3. ed. Australia: Springer, 1999. 363p.

ROGAN, J.; FRANKLIN, J; ROBERTS, D. A. A comparison of methods for monitoring multitemporal vegetation change using Thematic Mapper imagery. **Remote sensing of environment**, v. 80, p.143-153, 2002.

ROCHA, P. C. **Dinâmica dos Canais no Sistema Rio-Planície Fluvial do Alto Rio Paraná, nas Proximidades de Porto Rico-PR**. 2002. Tese (Doutorado em Ecologia de ambientes aquáticos) – Universidade Estadual de Maringá – Maringá.

ROCHA, P. C. Morfogênese e conectividade em ambientes fluviais do alto rio Paraná, centro-sul do Brasil. In: **VI Simpósio Nacional de Geomorfologia / Regional Conference on Geomorphology**, Goiânia, 2006. 11p.

ROCHA, R.R. de A. **Limnologia comparativa e preditiva de rios e lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS – Brasil)**. 2003. 86f. Tese (Doutorado em Ecologia dos Ambientes Aquáticos) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

ROCHA, R. R. de A.; ROCHA, P. C. Sistemas rio-planície de inundação: geomorfologia e conectividade hidrodinâmica. **Tópos**, Presidente Prudente, v.1, n.6, p.81-112, 2007.

ROSA, M. C. Processo de ocupação e situação atual. In: VAZZOLER, A. E. A. M., AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N.S. (Org.). **A planície de inundação do alto rio Paraná**. 1 ed. Maringá: EDUEM, 1997, v. 1, p. 371- 394.

ROSENFELD, G.; FITZPATRICK-LINS, K. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**. v. 52, n.2, p. 223-227, 1986.

ROTTA; L. H. S.; FERREIRA, M. S. **Caracterização espacial de variáveis limnológicas opticamente ativas baseada em imagens multiespectrais. Estudo de caso: planície de inundação do Alto Rio**

Paraná. 2008. 94 f. Trabalho de Graduação (Graduação em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente.

ROTTA, L. H. S. et al. Modelo de regressão na estimativa de sólidos em suspensão por meio de imagens multiespectrais TM-Landsat 5 e CCD-CBERS 2B - Estudo de caso: Planície de inundação do Alto Rio Paraná. In: **XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 2009, p. 5413-5420.

RUY, R. S. et al. Fototriangulação com parâmetros adicionais para câmaras digitais: uma avaliação experimental. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v. 14, p. 571-587, 2008.

SAMIZAVA, T. M. et al. Proposta de delineamento amostral para levantamento de medidas de variáveis limnológicas e de dados espectrorradiométricos em planície de inundação. In: **II Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação**, 2008.

SANTOS, J. R.; MALDONADO, F. D.; GRAÇAS, P. M. L. A. Integração de imagens LANDSAT/ETM+ e CBERS-2/CCD para detecção de mudanças em área da Amazônia sob domínio da floresta de transição. **Revista Brasileira de Cartografia**, n.57, 2005.

SARTORI, L. R. **Métodos para extração de informação a partir de imagens multiespectrais de escalas grandes.** 2006. 133f. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente.

SCHOWENGERDT, R. A. **Remote sensing: models and methods for image processing.** 3.ed. Elsevier Inc, 2007. 515p.

SCHROEDER, T. A. et al. Radiometric correction of multi-temporal Landsat data for characterization of early successional forest patterns in western Oregon. **Remote Sensing of Environment**, v. 103, p. 16-26, 2006.

SCHUMM, S.A. River Adjustment to Altered Hydrologic Regimen - Murrumbidgee River and Paleochannels, Australia. **U.S.Geol. Surv. Prof. Pap.**, 598, p.1-65, 1968.

SHIMABUKURO, Y. E.; SMITH, J. A. The least-squares mixing model 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, P. G. **Deteção de mudanças em áreas de florestas tropicais sob exploração madeireira através da técnica análise do vetor de mudança.** 2004. 120f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.

SMALL, C. The Landsat ETM+ spectral mixing space. **Remote sensing of environment**, v.93, p.1-17, 2004.

SOARES, J. V.; BATISTA, G. T.; SHIMABUKURO, Y. E. Histórico e descrição. In: RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. **O sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil.** São José dos Campos: A. Silva Vieira Ed., 2007, Cap.1, p. 3-22.

SONG, C. et al. Classification and change detection using Landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects? **Remote sensing of environment**, v.75, p.230-244, 2001.

SOUZA, M. C. et al. Riparian vegetation of the Upper Paraná river floodplain, Paraná and Mato Grosso do Sul states, Brazil. In: AGOSTINHO, A. A. et al. (Coord.). **Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain**. Maringá: EDUEM, 2004. p. 233-238.

SOUZA, R. A. F. inferência de perfis atmosféricos. In: RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. (Org.). **O sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil**. São José dos Campos: A. Silva Vieira Ed., 2007, Cap.22, p. 317-328.

SOUZA FILHO, E.E. et al. O ajuste fluvial e a erosão das margens do rio Paraná em Porto Rico (Brasil). In: **V REQUI/ I CQPLI**, Lisboa, Portugal. Jul. 2001, p. 37 – 40.

SOUZA FILHO, E. E. et al. Geologia e geomorfologia. In: AGOSTINHO, A. A. et al. (Coord.). **A planície de inundação do alto rio Paraná** (Relatório técnico). Universidade Estadual de Maringá, NUPÉLIA, 2007, p. 1-86.

SOUZA FILHO, E. E.; IBARRAS, J. A. A. Aspectos geológicos e geomorfológicos. In: AGOSTINHO, A. A. et al (Coord.). **A planície de inundação do alto rio Paraná** (Relatório técnico). Universidade Estadual de Maringá, NUPÉLIA, 2005, p. 28-36.

SOUZA FILHO, E. E. ; STEVAUX, J. C. Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía-Corutuba-Ivinheima. In: VAZZOLER, A. E. A. M., AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N.S. (Org.). **A planície de inundação do alto rio Paraná**. 1 ed. Maringá: EDUEM, 1997, v. 1, p. 01- 45.

SOUZA FILHO, E. E.; STEVAUX, J. C. O componente físico da planície alagável do alto rio Paraná. In: AGOSTINHO, A. A. et al (Coord.). **A planície de inundação do alto rio Paraná** (Relatório técnico). Universidade Estadual de Maringá, NUPÉLIA, 2000, p. 13-60.

SPARKS, R. E. Need for ecosystem management of large rivers and their floodplains. **BioScience**, 45. n.3, 168-182, 1995.

STANFORD, J.A.; WARD, J.V. An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. **J. North Am. Benthol. Soc.** 12, p.48-60. 1993

STEVAUX, J. C. The upper Paraná River (Brazil): geomorphology, sedimentology and paleoclimatology. **Quart. International.**, v.21, 1994, p.143-161.

STORY, M.; CONGALTON, R. Accuracy assessment: a user's perspective. **Photogrammetry Engineering and Remote Sensing**. v.52, n.3, p.397-399.

TANRÉ, D. et al. Description of a computer code to simulate the satellite signal in the solar spectrum: the 5S code. **International Journal of Remote Sensing**, v.11, p.659-668, 1990.

THOMAZ, S. M. ; ROBERTO, M.C. ; BINI, L. M. Fatores limnológicos e clorofila-a: caracterização dos habitats e influência do pulso de inundação In: VAZZOLER, A. E. A. M., AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N.S. (Org.). **A planície de inundação do alto rio Paraná**. 1 ed. Maringá: EDUEM, 1997, p. 71-100.

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, March. 2004.

TURNER, M. G. Landscape Ecology: the effect of pattern on process. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, v.20, p.171-97. 1989.

VALERIANO, M. M. **Modelo digital de elevação com dados SRTM disponíveis para a América do Sul.** (Boletim). São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2004, 72p.

VALERIANO, M. M. Dados topográficos. In: Teresa G. Florenzano (Org.) **Geomorfologia - conceitos e tecnologias atuais.** 1 ed. São Paulo: Oficina de textos, 2008, p. 72-104.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, vol.37. p. 130-137, 1980.

VERMOTE, E. F.; VERMEULEN, A. **Atmospheric correction algorithm: spectral reflectances (MOD09).** Version 4. 1999. Disponível em: < http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod08.pdf>, Acesso em: mar. 2008.

VERMOTE, E.F. et al. Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, 6S: An overview. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v.35, n.3, p.675– 686. 1997.

VICENTE, J. **Estudo comparativo de métodos geoestatísticos aplicados em agricultura de precisão.** 2004. 163 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente.

WARD, J.V. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. **J. North Am. Benthol. Soc.** 8, p. 2-8. 1989.

WARD, J.V.; STANFORD, J.A. Research needs in regulated river ecology. **Regulated Rivers: Research & Management.** John Willey & Sons Ltd. Vol. 8, p.205-209. 1993

WARD, J.V.; STANFORD, J.A. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplains rivers. **Regulated Rivers: Research & Management**, vol 10. p. 159-168, 1995a.

WARD, J.V. & STANFORD, J.A. Ecological connectivity in alluvial river ecosystem and its disruption by flow regulation. **Regulated Rivers: Research & Management**, vol. 11, p.105-119, 1995b.

WARD, J. V. et al. Riverine landscape diversity. **Freshwater biology**, v. 47, p.517-539, 2002.

WOLF, P. R; DEWITT, B. A. **Elements of Photogrammetry with applications in GIS.** Boston: McGrawHill, 2000.

ZELL, A. et al. **SNNS: Stuttgart Neural Network Simulator.** User Manual, Version 4.1. Stuttgart, University of Stuttgart. 1995.

ZULLO JUNIOR, J. **Correção atmosférica de imagens de satélite e aplicações.** 1994. 190f. Tese (Doutorado em Engenharia Elétrica) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.