



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

INPE-14614-TDI/1193

**SENSORIAMENTO REMOTO DA DINÂMICA DA CIRCULAÇÃO
DA ÁGUA DO SISTEMA PLANÍCIE DE CURUAI/RIO
AMAZONAS**

Cláudio Clemente Faria Barbosa

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pela Dra. Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo, aprovada em 09 de dezembro de 2005.

INPE
São José dos Campos
2007

Publicado por:

esta página é responsabilidade do SID

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)

Gabinete do Diretor – (GB)

Serviço de Informação e Documentação (SID)

Caixa Postal 515 – CEP 12.245-970

São José dos Campos – SP – Brasil

Tel.: (012) 3945-6911

Fax: (012) 3945-6919

E-mail: pubtc@sid.inpe.br

**Solicita-se intercâmbio
We ask for exchange**

Publicação Externa – É permitida sua reprodução para interessados.



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

INPE-14614-TDI/1193

**SENSORIAMENTO REMOTO DA DINÂMICA DA CIRCULAÇÃO
DA ÁGUA DO SISTEMA PLANÍCIE DE CURUAI/RIO
AMAZONAS**

Cláudio Clemente Faria Barbosa

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pela Dra. Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo, aprovada em 09 de dezembro de 2005.

INPE
São José dos Campos
2007

528.711.7:551.5 (811.3)

Barbosa, Cláudio Clemente Faria.

Sensoriamento remoto da dinâmica da circulação da água do sistema planície de Curuai/Rio Amazonas / Cláudio Clemente Faria Barbosa. – São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2005.

282 p.; (INPE-14614-TDI/1193)

1. Sensoriamento remoto. 2. Variação Espaço-temporal.
3. Circulação da água. 4. Curuai (PA). 5. Rio Amazonas. I.
Título.

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

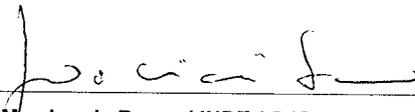
Dr. Lênio Soares Galvão


Presidente / INPE / SJCampos - SP

Dra. Eviyn Marcia Leão de Moraes Novo


Orientador(a) / INPE / SJCampos - SP

Dr. João Vianei Soares


Membro da Banca / INPE / SJCampos - SP

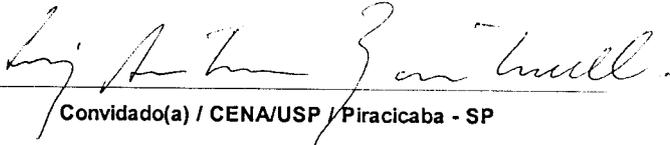
Dr. Dalton de Morrison Valeriano


Membro da Banca / INPE / SJCampos - SP

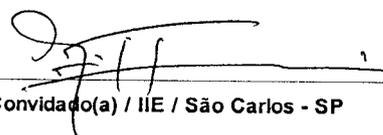
Dr. Waterloo Pereira Filho


Convidado(a) / UFSM / Santa Maria - RS

Dr. Luiz Antônio Martinelli


Convidado(a) / CENA/USP / Piracicaba - SP

Dr. José Galizia Tundisi


Convidado(a) / IIE / São Carlos - SP

Aluno (a): Cláudio Clemente Faria Barbosa

São José dos Campos, 09 de dezembro de 2005

“Vencer uma dificuldade qualquer dá sempre uma alegria secreta, pois é recuar um limite e aumentar a liberdade; toda vitória engrandece, até a mais imperceptível, até sobre um brinquedo. Por quê? Porque toda vitória é, no fundo, uma vitória sobre si mesmo, e por consequência, um acréscimo a si mesmo”.

Henri Frédéric Amiel

*Dedico a meus pais,
Vidinha e
Stela
(in memorium)
a minha tia Berenice,
e a minha querida filha Carla.*

AGRADECIMENTOS

Este trabalho é fruto do esforço de um grupo de pessoas com as quais convivi nos últimos cinco anos. Todas de alguma forma colaboraram em diferentes etapas do trabalho: processando dados, lendo e fazendo sugestões, corrigindo e ensinando-me conceitos os quais eu não dominava completamente, incentivando e algumas vezes simplesmente me ouvindo. A estas pessoas, fica aqui o meu sincero agradecimento. Entretanto, gostaria de nomear os que por vontade própria ou por iniciativa minha, acabaram se envolvendo mais neste trabalho.

Primeiramente, agradeço à minha orientadora e amiga Dra Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo, por me propiciar esta oportunidade de conhecer o universo dos ecossistemas aquáticos. Sua paciência, sempre acreditando, incentivando e trazendo uma palavra amiga nos momentos difíceis foi essencial para que eu pudesse terminar este trabalho. Por tudo que ela fez, sou-lhe muito grato.

Agradeço ao Dr. Waterloo Pereira Filho, pela inestimável colaboração durante as cinco campanhas de campo. Sua experiência e disposição para o trabalho foi um dos fatores responsáveis pelo sucesso das coletas.

Ao amigo, antes de chefe, Antônio Miguel Monteiro, pelo confiança, total apoio e incentivo durante estes quase cinco anos. Muito obrigado.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP pelos recursos concedidos para a realização das cinco campanhas de campo. (processo N0 2003/06999-8).

Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, por me oferecer a oportunidade de estudo e aos projetos LBA e GEOMA, pelo apoio e financiamento.

Ao Dr. John Melack, pelas sugestões, apoio e motivação para me ajudar a entender alguns conceitos de biogeoquímica.

Agradeço a fantástica equipe de apoio em campo: Sr. Flaurido, (comandante do barco base), sempre atencioso e preocupado com a segurança da equipe. Apesar de muitos anos navegando pelo rio Amazonas e suas planícies, seu respeito pelo rio, nos dava a certeza de que estávamos em segurança. O apoio do Gilson (logística pré-campo), foi

muito valioso, me deu tranquilidade para centrar-me nas questões mais científicas no campo. Ao demais membros que participaram das cinco campanhas, e instituições que nos emprestaram lanchas, meu muito obrigado: Zenildo, Deyves, Mantovani, Da. Roseneli (cozinheira), Genilson, Raimundo, Joedson, Bethany Reed (coordenadora de infra-estrutura e logística do projeto LBA em Santarém), estudantes da UFP-Campus Santarém (Ernesto, Tatyana, Darcio, Andrey, Denival, Eder), as instituições (IPAM, Projeto IARA, CEPLAC).

A minha esposa Elizabeth e a minha querida filha Carla, que compartilharam comigo mais esta etapa, meus sinceros agradecimentos.

Também não poderia deixar de citar nominalmente alguns amigos e colegas, que por iniciativa minha, acabaram dando uma grande contribuição dentro de suas áreas de conhecimento: Camilo, Julio D'alge, Eduardo Camargo, Corina, Cartaxo, Ramon, Diego, João Carlos.

A minha amiga e colega de sala Sueli, minha sincera gratidão, não só pelo agradável convívio, importante neste período, mas também pelo incentivo, paciência e compreensão ao aceitar o estresse natural decorrente do desenvolvimento de uma tese.

Não posso deixar de agradecer a uma pessoa que na fase final colaborou muito para que este trabalho fosse finalizado ainda em 2005. Muito obrigado Fernandinha.

Finalmente gostaria de dizer muito obrigado ao que carinhosamente chamamos de família DPIana, pelo clima de amizade cultivado tanto no ambiente de trabalho quanto nos momentos de confraternizações. Sem este clima, certamente este trabalho teria sido muito mais penoso. A ela, dedico parte deste poema do grande Vinicius de Moraes.

*“Eu poderia suportar, embora não sem dor,
que tivessem morrido todos os meus amores,
mas enlouqueceria se morressem todos os meus amigos!
A alguns deles não procuro, basta-me saber que eles existem.
Esta mera condição me encoraja a seguir em frente pela vida...
...mas é delicioso que eu saiba e sinta que os adoro,
embora não declare e não os procure sempre...”*

RESUMO

Esta pesquisa teve como hipótese inicial que a variação espaço-temporal de massas de água distintas presentes na planície de inundação amazônica pode ser analisada através de imagens ópticas adquiridas para diferentes níveis da água, independentemente do ano de aquisição, uma vez que a circulação da água na planície é comandada pelo chamado “pulso de inundação” do rio Amazonas, que é cíclico. Para testar essa hipótese, formulou-se como objetivo principal o desenvolvimento de uma metodologia que permitisse integrar informações de diferentes naturezas para delimitar e caracterizar as massas de água presentes na planície ao longo do ciclo hidrológico. O sistema composto pela planície de Curuai e rio Amazonas, no Estado do Pará foi selecionado como área teste. A análise de dados históricos de cota permitiu definir quatro estados relevantes para o sistema. Cinco campanhas de campo, planejadas a partir desses estados, foram realizadas para coleta de dados limnológicos, espectrais e batimétricos. Em média 200 amostras foram feitas numa área de aproximadamente 1300 Km² de água aberta. Estes dados foram integrados, junto com uma série histórica de imagens ópticas, e submetidos a métodos analíticos tais como krigeagem, mapeamento por ângulo espectral, análise derivativa, segmentação entre outros. A análise variográfica aplicada às variáveis limnológicas permitiu caracterizar a dinâmica de composição da água ao longo de um ciclo hidrológico. A análise conjunta dos dados limnológicos e espectrais permitiu identificar e caracterizar o efeito do pulso de inundação nos quatro estados do sistema. Em dois estados, período da cheia e vazante, observou-se alta concentração de clorofila, e nos dois outros, alta concentração de partículas inorgânicas suspensas. O uso de imagens ópticas TM/Landsat permitiu quantificar a área ocupada por massas de água em que clorofila, partículas inorgânicas ou matéria orgânica dissolvida eram predominantes. A integração de todos os resultados permitiu estimar que em média 80% da área de água aberta da planície é inundada por água branca. O processamento dos dados batimétricos permitiu desenvolver modelos para estimativa de área inundável e volume armazenado na planície a partir do dado de cota. A integração das informações permitiu a proposição de um modelo conceitual de circulação da água na planície.

REMOTE SENSING OF WATER CIRCULATION DYNAMIC TO THE CURUAI FLOODPLAIN/AMAZON RIVER

ABSTRACT

In this research it is hypothesized that once water circulation in floodplains is driven by the so called flood-pulse, optical images acquired at different water levels, disregarding hydrological year can be applied to capture time-space variability in water masses types flowing into the Amazon River floodplain. The main objective in this research was to develop and test a methodology for collecting and integrating data from several sources so as to limit and characterize the water types in the Amazon floodplain throughout the hydrological cycle. Amazon-Lago Grande de Curuai floodplain system, Pará State, was selected as test site. Water stage time series were analyzed and four floodplain critical states defined. Five campaigns were carried out at each floodplain state to acquire limnological, spectral and bathymetry data. An average of 200 samples was gathered at each state in area of around 1300 Km² of open water. These data and a time series of optical satellite images were integrated into a geographic information system environment and submitted to several analytical methods such as kriging, spectral angle mapping, derivative analyses, segmentation among others. Variography analyses applied to limnological data allowed to characterize the water composition dynamic through the hydrological cycle. Spectral data and limnological data analyses allowed characterizing the flood pulse effect on water type distribution at the four floodplain states. At two states (overflow and falling stage) water masses are characterized by high chlorophyll concentration whereas at the remaining states (low and rising stages) inorganic particles are dominant. Landsat/TM images allowed quantifying the area occupied by water types dominated by chlorophyll, suspended inorganic particles and dissolved organic matter. The integration of all the data allowed estimating that an average of 80 % of open water is dominated by white water through the hydrological cycle. Bathymetric data processing allowed developing models to estimate the water volume stored in the floodplain at several water stages. These data were compared to estimates derived from time series of optical images showing that they provide an alternative method for volume estimation. The information gathered during the research allowed to accept the hypothesis and to propose a conceptual model for the floodplain circulation.

SUMÁRIO

Pág.

LISTA DE FIGURAS	
LISTA DE TABELAS	
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	
CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO E OBJETIVO	27
1.1 Introdução.....	27
1.2 Organização do Documento.....	33
CAPÍTULO 2 - ÁREA DE ESTUDO E DADOS DISPONÍVEIS	35
2.1 Localização e Caracterização da Área de Estudo.....	35
2.2 Conjunto de Dados Iniciais Disponíveis para o Estudo.....	37
2.2.1 Dados de Sensoriamento Remoto.....	37
2.2.1.1 Levantamento de Imagens Históricas do Sensor Landsat/TM.....	37
2.2.2 Dados Históricos de Nível de Água.....	38
2.3 Seqüência de Processamentos e Análises Realizados no Desenvolvimento da Metodologia para Estudo da Dinâmica de Circulação de Água do Sistema Planície de Curuai/Rio Amazonas.....	39
CAPÍTULO 3 - PLANEJAMENTO E EXECUÇÃO DA COLETA DOS DADOS 41	
3.1 Introdução.....	41
3.2 Análise Exploratória da Hidrógrafa.....	42
3.3 Parâmetros Seleccionados.....	46
3.4 Localização e Número de Pontos de Coleta.....	49
3.4.1 Localização dos Pontos de Coletas.....	49
3.4.2 Número de Pontos de Coletas.....	52
3.5 Planejamento do Levantamento Batimétrico (Definição de Transectos).....	54
3.6 Execução das Campanhas de Campo.....	57
3.6.1 Infra-Estrutura Utilizada.....	59
3.6.2 Equipamentos e Métodos Utilizados.....	60
3.6.3 Dados Coletados.....	63
CAPÍTULO 4 - ANÁLISE ESPACIAL DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS OPTICAMENTE ATIVAS	65
4.1 Introdução.....	65
4.2 Modelagem Espacial.....	67
4.3 Continuidade Espacial.....	71
4.3.1 Medidas de Continuidade Espacial.....	73
4.3.2 Funções Descritoras de Continuidade Espacial.....	75
4.3.2.1 Semivariograma.....	77
4.3.2.1.1 Semivariograma Experimental: Análise exploratória e Estrutural.....	78

4.3.2.1.2 Semivariograma: Modelos Matemáticos para Ajuste.....	80
4.3.2.1.3 Semivariogramas Direcionais: Análise Anisotrópica.....	82
4.3.2.1.4 Semivariograma Combinado e Validação.....	83
4.4 Técnicas de Krigeagem.....	83
4.4.1 Krigeagem Ordinária.....	84
4.5 Processamento e Análise dos Dados Limnicos.....	89
4.5.1 Análise Exploratória.....	91
4.5.2 Análise Estrutural.....	94
4.5.2.1 Análise Espacial Exploratória.....	94
4.5.2.2 Modelagem e Ajuste do Semivariograma Experimental.....	96
4.5.3 Aplicação da Krigeagem Ordinária aos Dados de Campo.....	97
4.6 Análise e Discussão dos Resultados.....	97
4.6.1 Análise por Estado do Sistema.....	98
4.6.1.1 Estado 2 (Água Baixa).....	98
4.6.1.2 Estado 3 (Enchente).....	103
4.6.1.3 Estado 1 (Período da Cheia).....	109
4.6.1.4 Estado 4 (Vazante).....	115
4.6.2 Análise da Distribuição Espacial dos COA ao Longo do Ciclo Hidrológico.....	121
4.6.2.1 TSS.....	122
4.6.2.2 Clorofila.....	126
4.6.2.3 pH.....	128
4.6.2.4 COD.....	130
4.7 Considerações Finais.....	131
CAPÍTULO 5 - TRATAMENTO E ANÁLISE DE DADOS ESPECTRAIS	133
5.1 Introdução.....	133
5.2 Conceitos de Óptica Hidrológica.....	135
5.2.1 Propriedades Ópticas Inerentes da Água e de seus Constituintes.....	136
5.2.2 Propriedades Ópticas Aparentes.....	139
5.2.2.1 Coeficiente de Atenuação Difusa.....	139
5.2.2.2 Reflectância Irradiante de Subsuperfície.....	140
5.3 Propriedades dos Componentes Opticamente Ativos de um Ecossistema Aquático.....	144
5.3.1 Propriedades Espectrais da Água Pura.....	144
5.3.2 Propriedades Espectrais das Substâncias Húmicas.....	146
5.3.3 Propriedades Espectrais do TSS.....	147
5.3.3.1 Análise da Absorção.....	148
5.3.3.2 Análise do Espalhamento.....	151
5.4 Curvas de Reflectância da Água e seus Constituintes.....	151
5.4.1 Curvas de Reflectância de Sedimentos em Suspensão: Componente Tripton....	152
5.4.2 Curvas de Reflectância do Fitoplankton.....	153
5.4.3 Curvas de Reflectância para uma Certa Concentração Fixa de Clorofila e Variando a Concentração de Sedimentos em Suspensão.....	154
5.5 Extração de Informação de Dados Espectrorradiométricos.....	155
5.5.1 Análise de Correlação entre Componentes Opticamente Ativos e Bandas Espectrais.....	156
5.5.2 Análise Derivativa de Dados Espectrais.....	157

5.5.2.1 Derivação por Aproximação Finita	161
5.5.3 Mapeamento por Ângulo Espectral	162
5.6 Caracterização Limnológica e Espectral das Águas Amazônicas	164
5.7 Processamento e Análise dos Dados Espectrais	167
5.7.1 Interpretação do Efeito da Dinâmica de Composição na Resposta Espectral por Análise Visual	167
5.7.2 Análise do Efeito da Dinâmica de Composição na Resposta Espectral da Aguas em Cada Estado	172
5.7.2.1 Classificador por Ângulo Espectral	172
5.7.2.2 Resultados e Análises da Classificação por Ângulo Espectral	175
5.7.3 Estimativas de Clorofila a Partir dos Dados Espectrais	180
5.8 Considerações Finais	185
CAPÍTULO 6 - SELEÇÃO E PROCESSAMENTO DAS IMAGENS REPRESENTATIVAS DA DINÂMICA DE ÁGUA NA PLANÍCIE DE CURUAI	187
6.1 Introdução	187
6.2 Dados TM/Landsat	187
6.2.1 Características do Sensor TM	187
6.2.2 Aplicação de Dados do Sensor TM no Estudo de Ecossistemas Aquáticos	188
6.3 Métodos de Processamento Digital de Imagens	190
6.3.1 Pré-Processamento: Correção Atmosférica	190
6.3.2 Segmentação Automática de Imagens	192
6.3.3 Classificação de Imagens Baseada em Regiões	193
6.4 Processamento e Análise de Resultados	195
6.4.1 Seleção das Imagens Landsat-TM Representativas dos Estados do Sistema	196
6.4.2 Pré-Processamento	198
6.4.3 Análise Visual das Imagens	199
6.4.3.1 Critérios de Análise	199
6.4.3.2 Análise Visual das Imagens Seleccionadas como dos Estados	200
6.4.4 Segmentação e Classificação das Imagens TM	202
6.4.5 Geração de Mapas Temáticos das Massas de Água nos Estados	203
6.4.6 Análise dos Resultados da Classificação das Imagens Landsat-TM	207
6.4.7 Análise Multi-Temporal	213
6.4.8 Conclusões	219
CAPÍTULO 7- DINÂMICA DE ÁREA INUNDÁVEL E VOLUME	221
7.1 Introdução	221
7.2 Dados e Parâmetros do Levantamento Batimétrico	222
7.3 Processamento dos Dados Batimétricos	223
7.3.1 Correção de Posição do Sensor	226
7.4 Modelo Batimétrico para a Planície de Curuai	227
7.5 Dinâmica de Área Inundada e de Volume na Planície de Curuai	230
7.5.1 Dinâmica da Área Inundada	231
7.5.2 Dinâmica de Volume	238
7.5.2.1 Métodos de Cálculo de Volume de Água em Lagos	238
7.5.2.2 Estimativa de Volume de Água na Planície de Curuai	240

7.6 Conclusões.....	243
CAPÍTULO 8 - INTEGRAÇÃO DE RESULTADOS	245
8.1 Introdução.....	245
8.2 Síntese da Dinâmica de Composição e Circulação de Água na Planície	245
8.3 Convergência de Evidências dos Padrões de Circulação da Água.....	250
8.4 Modelo Conceitual da Dinâmica de Circulação de Água na Planície de Curuai ...	262
8.5 Conclusões.....	264
CAPÍTULO 9- CONSIDERAÇÕES FINAIS E SUGESTÕES.....	265
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	271

LISTA DE FIGURAS

2.1 – Área de Estudo: Planície do Lago Grande de Curuai.....	35
2.2 – Dinâmica do nível d'água na área de estudo	36
2.3 – Lago Grande de Curuai. Data: 08/07/2002.....	37
2.4 – Frequência mensal de imagens históricas disponíveis e sem cobertura de nuvens ao longo do ciclo hidrológico.....	38
3.1 – Direção do fluxo durante cada estado considerado relevante para estudo de dinâmica de água no sistema Rio Amazonas/Planície de Curuai.....	42
3.2 – Variação anual das cotas médias mensais mínimas e máximas e do desvio padrão mínimo e máximo das cotas médias.	44
3.3 – Taxa média diária do nível d'água.	45
3.4 – Procedimentos Metodológicos para determinação das estações amostrais.....	49
3.5 – Classes homogêneas de água e localização dos pontos de coletas para os quatro estados considerado para o sistema rio/planície.	52
3.6 – Composição RGB-TM 543, referente ao Estado 2 (13 de outubro 1988).....	56
3.7 – Conjunto de rotas planejadas para levantamento batimétrico.	56
3.8 – Hidrógrafa do período de realização das campanhas e taxa média de variação do nível d'água durante cada campanha.	58
3.9 – Barco “base” e lancha utilizados durante a campanha de campo.....	60
3.10 – Filtração e preparação de amostras para análise.....	60
3.11 – Equipamentos utilizados para medidas <i>in situ</i>	61
4.1 – Ilustração de um conjunto de n amostras para estimar o valor \hat{v}_0 em uma certa localização.....	69
4.2 – Decomposição de uma variação espacial segundo a teoria de variáveis regionalizadas.....	70
4.3 – (a) Representação vetorial da distância entre duas amostras. (b) Digrama de dispersão-h para uma distância e direção definidas por um vetor h.	72
4.4 – Diagramas de dispersão h para três distâncias de separação entre pares de amostras. (a) distância de separação igual a h. (b) distância de separação igual a 2h. (c) distância de separação igual a 3h.....	73
4.5 – Interpretação do valor do semivariograma como o momento de inércia da nuvem de pontos	74
4.6 – Funções estatísticas que permitem descrever a continuidade espacial de um conjunto de amostras.....	75
4.7 – Exemplo de tolerância usada na determinação do digrama de dispersão-h.	76
4.8 – Exemplo de semivariograma experimental	77
4.9 – Semivariograma omnidirecional de um conjunto de amostras de uma variável. ..	79
4.10 – Representação gráfica dos modelos teóricos utilizados no ajuste de semivariogramas experimentais.....	80
4.11 – Maneira prática de optar entre modelo esférico ou exponencial.....	81
4.12 – (a) Representação gráfica de anisotropia. (b) Representação gráfica da anisotropia através de um semivariograma de superfície	82
4.13 – Sequência de processamento realizada sobre os dados limnológicos.	91

4.14 – Modelo de regressão relacionando TSS e Turbidez.	93
4.15 – (a) Exemplo de modelo direcional Loess. (b) Exemplo de mapa temático de agrupamento.	96
4.16 – (a) semivariograma de superfície. (b) semivariograma direcional (pH-estado 1) com patamares diferentes.	97
4.17 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de TSS do estado 2. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.	100
4.18 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de pH do <i>estado 2</i> . (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.	101
4.19 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de clorofila do <i>estado 2</i> . (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.	102
4.20 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de COD do <i>estado 2</i> . (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.	103
4.21 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de TSS do estado 3. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.	104
4.22 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de pH do estado 3. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.	106
4.23 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de clorofila do <i>estado 3</i> . (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.	108
4.24 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de COD do <i>estado 3</i> . (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.	109
4.25 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de TSS do estado 1. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.	110
4.26 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de pH do estado 1. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.	112
4.27 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de clorofila do <i>estado 1</i> . (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.	113
4.28 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de COD do <i>estado 1</i> . (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.	114
4.29 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de TSS do <i>estado 4</i> . (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.	116

4.30 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de pH do <i>estado 4</i> . (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.	118
4.31 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de clorofila do <i>estado 4</i> . (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.	119
4.33 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de COD do <i>estado 4</i> . (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.	120
4.34 – Imagens em níveis de cinza, ilustrando a variabilidade espacial dos dados de TSS dos 4 períodos de coleta. Os tons de cinza estão relacionados com os valores (mg/l); tons mais claros representam valores maiores e tons mais escuros, valores menores.	123
4.35 – Imagens em níveis de cinza, ilustrando a variabilidade espacial dos dados de clorofila dos 4 períodos de coleta. Os tons de cinza estão relacionados com os valores ($\mu\text{g/l}$); tons mais claros representam valores maiores e tons mais escuros, valores menores.	127
4.36 – Imagens em níveis de cinza, ilustrando a variabilidade espacial dos dados de pH dos 4 períodos de coleta. Os tons de cinza estão relacionados com os valores; tons mais claros representam valores maiores e tons mais escuros, valores menores.	129
4.37 – Correlação entre pH e Clorofila no estado 1	130
5.1 – Processos na trajetória da radiação solar, desde a sua entrada na atmosfera, passando pela interface ar/água, sua interação com a coluna d`água, e seu caminho em direção ao sensor.	134
5.2 – Interação de um feixe de luz com uma fina camada de água.	137
5.3 – Relação entre modelos e propriedades do ambiente aquático.	139
5.4 – Classificação de águas segundo Morel e Prieur (1977).	141
5.5 – Relacionamento entre parâmetros de qualidade de água e propriedades ópticas aparentes e inerentes.	143
5.6 – Coeficiente de absorção (a) e de Espalhamento (b) da água pura.	145
5.7 – Curvas de absorção de substâncias húmicas obtidas em diferentes ambientes aquáticos	147
5.8 – Curvas de espectros de absorção por TSS	150
5.9 – Curvas de reflectância com diferentes concentrações de sedimentos em suspensão	153
5.10 – Curvas de reflectância com diferentes concentrações de clorofila	154
5.11 – Curvas de reflectância com concentração fixa de clorofila e variando a concentração de sedimentos.	155
5.12 – Curvas espectrais e de primeira e segunda derivadas. (a) – Água pura. (b) – Água com sedimentos em suspensão. (c) – Água com sedimentos em suspensão mais clorofila algal.	159
5.13 – Curvas de primeira e segunda derivadas para diferentes concentrações de: (a) – sedimento em suspensão. (b) – clorofila. (c) – sedimentos em suspensão e concentração de clorofila fixa.	160

5.14 – Gráfico ilustrando conceitualmente as possíveis respostas espectrais de um alvo de referência e de um alvo teste em duas bandas espectrais, em função da iluminação.....	162
5.15 – Espectro de amostras de águas brancas.	166
5.16 – Espectro de amostras de águas pretas. a- absorção, b – espalhamento..	167
5.17 – Conjuntos de espectros de campo.....	168
5.18 – Perfil da coluna de água para o <i>estado 2</i>	170
5.19 – Espectros em escalas de reflectância adequadas para análise de visual de formas.	172
5.20 – Seqüência de processamento do classificador por ângulo espectral.....	174
5.21 – Resultado de classificação por ângulo espectral (<i>estado 2</i> – água baixa)	176
5.22 – Resultado de classificação por ângulo espectral (<i>estado 3</i> – enchente)	177
5.23 – Resultado de classificação por ângulo espectral (<i>estado 1</i> – cheia)	178
5.24 – Resultado de classificação por ângulo espectral (<i>estado 4</i> – vazante)	180
5.25 – (A) Seqüência de análise realizada para estimativa de clorofila a partir dos dados espectrais. (B)- Correlogramas da concentração de clorofila por reflectância entre 400 e 900 nm.	182
5.26 – Resultados dos principais modelos de regressão para estimativa de clorofila, descritos na literatura, aplicados sobre os dados de Curuai para o <i>estado 1</i>	183
5.27 – Modelos razão de bandas de reflectância (R708/R684) para os estados 2,3,4 da planície de curuai.....	184
6.1 – Exemplo do resultado de um processo de segmentação.....	194
6.2 – Resultado de uma classificação não supervisionada baseada em regiões, sobre corpos de água.....	194
6.3 – Seqüência de processamento e análise dos resultados.....	195
6.4 – Composição das imagens Landsat-TM selecionadas como representativas dos estados. (TM3- vermelho, TM2- verde, e TM1- azul).	198
6.5 – Mosaico de diferentes massas de água na planície (Apêndice – Figuras A5, A6, A7 e A8).....	200
6.6 – Composição colorida das áreas de água aberta extraídas das imagens Landsat-TM selecionadas como representativas dos estados. (TM3- vermelho, TM2- verde, e TM1- azul).	202
6.7 – Mapas temáticos resultantes da classificação e mapeamento das imagens Landsat-TM.....	204
6.8 – Sobreposição dos pontos de coleta sobre os mapas temáticos, para identificação de quais as coletas estão sobre determinada classe temática.	206
6.9 – (a) porcentagem de área ocupada por cada tema em cada estado. (b) região de predominância de clorofila durante os estados 1 e 4.....	210
6.10 – Valores digitais médios de cada classe temática em cada estado.....	211
6.11 – Seqüência multi-temporal do estado 1.....	215
6.12 – Seqüência multi-temporal do estado 4.....	216
6.13 – Seqüência multi-temporal do estado 2.....	217
6.14 – (a) Resultado do mapeamento da imagem disponível para o <i>estado 3</i> . (b) mapa temático de faixas de profundidade na planície para cota de 936 cm.....	218
7.1 – (a) Dado bruto gerado pelo sonar Lowrance modelo LMS-480. (b)- cotas médias diárias durante campanha de Junho 2004.....	223

7.2 – Penetração do detector com a variação da velocidade da lancha	223
7.3 – Etapas de processamento dos dados gerados pelo eco-batímetro.....	226
7.4 – Modelo de correção da profundidade em função da velocidade da lancha.....	226
7.5 – Exemplos de resultados obtidos durante o processamento do dado batimétrico.....	228
7.6 – Vista 3D na área inundada da planície de Curuai.....	229
7.7 – Distribuição das diferentes profundidades na planície de Curuai	229
7.8 – Exemplos de imagem com cota maior e área de água aberta menor. Os corpos de água aberta estão em magenta. Áreas em verde claro, indicadas por setas, são bancos de macrófitas. (a)- imagem de menor cota e maior área (12/11/1987). (b)- imagem com maior cota e menor área. (12/12/1998).	231
7.9 – Seqüência de processamento para modelagem da dinâmica de área inundada. ..	233
7.10 – Hidrógrafa média e taxa média de variação horária do nível da água entre 1993 e 2002.....	236
7.11 – Modelos de regressão relacionando cota com área de água aberta inundada....	237
7.12 – Correlação entre áreas inundadas obtidas a partir de imagens TM/Landsat e a partir de dados batimétricos.	237
7.13 – Método para determinação do volume de um lago.....	239
7.14 – Método para determinação do volume de um lago através de uma grade regular de células. (a) – A região de interesse é particionada em células regulares. (b) – Representação 3D onde cada célula recebe o valor médio de profundidade.	240
7.15 – Seqüência de processamento para a dinâmica de volume.	241
7.16 – Volume de água na planície para diferentes cota e modelo relacionando cota com volume.....	242
8.1 – Efeitos do pulso de inundação na dinâmica de inundação e de circulação de água na planície de Curuai. (a) – hidrógrafa média na planície. (b) variação sazonal do TSS, da Clorofila e COD, como consequência da dinâmica do pulso de inundação. (c)- porcentagem de área inundada em cada estado relevante do pulso.	246
8.2 – Estimativas de áreas ocupadas por massas de água com predominância de clorofila, partículas inorgânicas e matéria orgânica dissolvida, para o segundo conjunto de imagens históricas selecionadas.	250
8.3 – Síntese integrada dos principais resultados que caracterizaram o <i>estado 2</i>	252
8.4 – Síntese integrada dos principais resultados que caracterizaram o estado 3.....	255
8.5 – Síntese de resultados do estado 1.	259
8.6 – Síntese de resultados do <i>estado 4</i>	261
8.7 – Imagens TM/Landsat da planície de Curuai. (a) direção preferencial de escoamento, durante inicio da enchente (b) direção preferencial de escoamento, durante a cheia e vazante.	263

LISTA DE TABELAS

2.1 – Frequência de imagens históricas sem cobertura de nuvens e cotas média mensal, para a planície de Curuai, ao longo do ciclo hidrológico.....	39
3.1 – Valores e meses com maiores desvios padrões (cm).....	44
3.2 – Períodos identificados como os mais adequados para coletas.....	46
3.3 – Características do medidor de qualidade de água.....	61
3.4 – Lista de variáveis e número de amostras em cada Campanhas.....	63
4.1 – Síntese da estatística descritiva das variáveis coletadas. (Análise exploratória não espacial)	92
4.2 – Parâmetros dos semivariogramas ajustados	122
4.3 – Frações orgânica (TSO) e inorgânica (TSI) na composição do TSS.....	125
5.1 – Comprimento de onda de absorção dos pigmentos	150
5.2 – Regiões de Emissão por fluorescência de diferentes pigmentos	151
5.3 – Principais características físicas e químicas e origem dos principais tipos de águas amazônicas.	165
5.4 – Síntese estatística de algumas variáveis coletadas.	168
5.5 – Frações de composição do TSS	170
6.1 – Resolução espectral e espacial das bandas do sensor “Thematic Mapper”	188
6.2 – Imagens selecionadas como representativas dos estados do sistema.	197
6.3 – Valores médios das classes temáticas do estado 1 (cheia)	206
6.4 – Valores médios das classes temáticas do estado 4 (vazante).....	206
6.5 – Valores médios das classes temáticas do estado 2 (baixa)	206
6.6 – Valores médios das classes temáticas do estado 3 (enchente).....	206
7.1 – Faixas de profundidade e porcentagem de área de cada faixa de profundidade..	230
7.2 – Cotas e áreas extraídas de imagens representativas da dinâmica de área inundada e do modelo de elevação digital.	233

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

6S- Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum

AA- Áreas Alagáveis

ACC- Alta concentração de Clorofila

ACMO- Alta concentração de matéria Orgânica

ACPI- Alta concentração de partículas inorgânicas

AVIRIS- Airborne Visible Infrared Spectrometer

ANA- Agencia Nacional de Águas

CBERS – Satélite Sino-Brasileiro de Recursos Terrestres

CENA- Energia Nuclear na Agricultura,

COD- carbono orgânico dissolvido

COA – Componentes Opticamente Ativos

CV- coeficiente de variação

CAMREX- Carbon in the Amazon River experiment

DS- Disco de Secchi

ETM+- Enhanced Thematic Mapper

FAPESP – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo

GEOMA – Rede Temática de Pesquisa em Modelagem Ambiental da Amazônia

HIBAM – Hidrologia da Bacia Amazônica

LBA- Experimento de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia

LGC- Lago Grande de Curuai

M±1DP – Média ± 1 Desvio Padrão

MACPI- Muito Alta concentração de partículas inorgânicas

MCC- Média concentração de Clorofila

MCPI- Média concentração de partículas inorgânicas

MCMO- Média concentração matéria Orgânica

MODIS- Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer

SPRING – Sistema de Processamento de Informações Georeferenciadas

NTU- Unidade de Turbidez Nefelométrica

SAM- Spectral Angle Mapper

TM –Thematic Mapper

TSS- Total de Sólidos em suspensão

TSI – Total Sólidos Inorgânico

TSO- Total Sólidos Orgânico

UTM – Universal Transverse Mercator

CAPÍTULO 1

*A ciência é a potencia do homem,
e o amor, a sua força;
o homem só se torna homem pela inteligência,
mas só é homem pelo coração.*

Henri Frédéric Amiel

INTRODUÇÃO E OBJETIVO

1.1 Introdução

A bacia Amazônica tem aproximadamente 6,5 milhões de Km², e é formada pelo rio Amazonas e seus tributários. Trata-se de uma bacia sedimentar de idade Terciária, cujos rios e planícies de inundação se estabeleceram durante o Pleistoceno (Silva et al., 1976; Irion, 1984; Forsberg et al., 2000). Devido à sua dimensão sub continental (maior bacia hidrográfica da Terra), incalculável biodiversidade (Junk e Piedade, 1997), riqueza em recursos naturais e seu papel nos processos globais e regionais (Devol et al., 1988), a bacia Amazônica vem sendo objeto de intenso estudo por grandes projetos científicos multidisciplinares nacionais (GEOMA) e internacionais (LBA, HIBAM).

Em decorrência de sua evolução geomorfológica, a bacia Amazônica possui uma vasta planície de inundação. Embora os dados sejam controvertidos e baseados em estimativas ainda sujeitas à revisão, as áreas alagáveis (AA) representam cerca de 17 % da área da bacia Amazônica (Melack et al., 2004). Apesar de representarem uma pequena fração da Amazônia, elas são de grande relevância para a região visto que concentram 75% da sua população (18 milhões) que sobrevive em grande parte dos recursos extraídos das AA. Estima-se que a superfície ocupada por apenas um dos tipos de ecossistemas alagáveis da Amazônia, a planície de inundação dos grandes rios da Amazônia Central, seja de cerca de 300 000 Km² (Junk, 1997; Melack, 1984). Essas estimativas, entretanto, são bastante controversas e podem variar de autor para autor, visto que não se baseiam, na maioria das vezes, em medidas diretas, mas apenas em extrapolações.

Além de sua importância para a população local, as áreas alagáveis, não só da Amazônia, mas de todo o globo terrestre, são objeto de interesse científico devido sua considerável participação no balanço global de carbono, como fonte de CO₂ (Mitsch e Gosselink, 2000; Mitsch *et al.*, 1994) e de metano (CH₄) (Engle e Melack, 1993). Elas são responsáveis por até 72% do total global de emissões de metano por meio de fontes não-antropogênicas (Wuebbles e Hayhoe, 2002). O metano, apesar de emitido em quantidade significativamente menor do que o dióxido de carbono, possui um potencial de aquecimento mais de 20 vezes superior ao CO₂ (Wuebbles e Hayhoe, 2002). Estudos realizados na planície de inundação do rio Amazonas indicaram a presença de altas concentrações de metano em todos os seus diferentes ambientes (Devol *et al.*, 1988). De acordo com os autores, o fluxo de metano da planície de inundação do rio Amazonas para a troposfera global é uma função da taxa de emissão e da área ocupada por três principais tipos de ambientes: florestas inundadas, macrófitas submersas e águas abertas (open water), os quais variam sazonalmente.

Em estudo recente, foram estimadas as taxas de evasão de CO₂ das áreas alagáveis da região amazônica (Richey *et al.*, 2002) a partir da extrapolação de medidas “*in situ*” com o auxílio de dados de sensoriamento remoto. Segundo essas estimativas a evasão é cerca de dez vezes superior à quantidade de carbono exportada pelos rios para o oceano, e comparável à magnitude das estimativas de carbono seqüestrado pela floresta de Terra Firme. Se por um lado, esses sistemas são fontes geradoras de parte do CH₄ e CO₂ encontrados na atmosfera terrestre, por outro lado, as plantas aquáticas e as florestas inundadas que cobrem estas áreas, são consideradas importantes seqüestradores de carbono (Costa, 2000). Entretanto, o papel desses ambientes no tocante a emissão ou seqüestro de carbono varia ao longo do ciclo hidrológico. Portanto, as extrapolações sobre o papel da planície sobre o balanço de carbono só poderão se tornar mais precisas e próximas à realidade quando forem incorporadas informações sobre o comportamento da água em termos de suas propriedades, extensão e dinâmica.

A dinâmica da água, tanto no tocante à sua composição quanto ao seu volume, é um componente fundamental na definição da tipologia e funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Junk (1997) define alguns critérios de classificação das áreas alagadas em

função da amplitude de variação do nível da água (grande, média ou pequena), da frequência de variação do nível da água (polimodal, bimodal, monomodal, regime de maré), do tipo de água (baseado nos constituintes presentes e nas suas concentrações) e da origem da água (chuva, lençol freático, rios, oceano, etc.). Outros critérios relevantes são a previsibilidade da ocorrência da oscilação e do período de permanência num dado nível de alagamento.

A distribuição de ambientes na planície de inundação do rio Amazonas é muito influenciada pela subida e descida de seu nível de água. Na Amazônia Central, próximo a Manaus, a diferença média entre o nível da água durante o período de cota máxima e de cota mínima é de cerca de 10 metros. Essa diferença chega à cerca de 16 metros quando se consideram os valores extremos de máxima e mínima. Esse padrão sazonal de oscilação do nível da água, ao qual Junk (1997) convencionou chamar de “pulso de inundação”, é a principal função de força da dinâmica dos ecossistemas alagáveis Amazônicos. A dinâmica deste pulso de inundação modula a proporção dos componentes suspensos e dissolvidos na água alterando suas características físico-químicas (Martinelli et al., 1996; Melack e Forsberg, 2001; Tundisi et al., 2002) e como consequência, o funcionamento dos ecossistemas por onde estas águas circulam (Forsberg et al., 1988). Estudos realizados na Amazônia Central mostram que esse pulso tem também profundo efeito sobre a ecologia e a dinâmica do ciclo de vida dos organismos da planície (Saint-Paul, 2000).

Devido às dimensões da bacia Amazônica, as águas que circulam pela planície de inundação variam amplamente de composição, em função da origem da água, do tipo de solo que drenam e das condições climáticas. Sioli (1984) propôs uma classificação geral destas águas em três tipos, baseado na carga sólida e dissolvida e no pH: rios de águas ricas em sedimentos dissolvidos e suspensos, barrenta e amarela, e de pH entre 6,2-7,2, são chamados por ele de rios de água branca; os rios de água transparente, de cor verde escuro-marrom, pobres em sólidos em suspensão e com pH entre 3,8-4,9 são chamados de rios de água preta (devido à alta concentração de ácidos húmicos e fúlvicos, as águas pretas são ácidas); rios de água limpa e transparente, de cor verde, verde amarelo, verde

oliva, e de pH que varia entre os extremos das águas brancas e pretas (4,5-7,8), são denominados de rios de água clara.

Quando atingem as planícies de inundações, como consequência da oscilação do pulso, estas águas se espalham pelos diferentes ecossistemas alagados, tornando-se um componente importante nos processos biogeoquímicos que ali ocorrem. Entretanto, devido à dimensão e complexidade geomorfológica da planície de inundação amazônica torna-se extremamente difícil traçar o “caminho da água” (routing) do rio até os seus diferentes ambientes deposicionais.

Apesar de sua importância, tais ambientes têm sido submetidos à intensa destruição antes que sejam adequadamente conhecidos e explorados (Junk, 1997). No caso da Amazônia, reflexos do plano federal “Avança Brasil” deverão alterar significativamente a região nos próximos 20 anos (www.abrasil.gov.br/).

Diante das dimensões e complexidades dos diferentes corpos de água da Amazônia, o uso de técnicas de Sensoriamento Remoto (S.R.), associado a dados de campo, apresenta-se como uma boa solução para um entendimento regional da dinâmica dos diferentes tipos de água na planície de inundação da Amazônia.

Diversas pesquisas têm demonstrado que imagens da faixa óptica do espectro eletromagnético são as fontes mais eficientes de informação para traçar o caminho da água e para determinar a região de influência de águas fluviais em ecossistemas alagáveis em relação à influência de água de origem local (Mertes et al., 1993). Os sedimentos inorgânicos em suspensão na água funcionam como traçador natural da dinâmica espacial da água na planície, devido ao elevado índice de refração dessas partículas responsável pelo seu elevado coeficiente de retro-espalhamento (Mobley, 1994). Estudos realizados por Mertes et al. (1993) demonstram que a decomposição de dados espectrais através da aplicação de modelos de mistura permite estimar a concentração de sólidos em suspensão. A técnica aplicada ao rio Amazonas foi corroborada em pesquisas realizadas no rio Mississipi.

Os avanços recentes da tecnologia de sensoriamento remoto propiciaram um aumento do número de variáveis descritoras das propriedades da água passíveis de ser estimadas (Curran e Novo, 1988; Novo et al., 1989a; Dekker et al., 1991; Lathrop e Lillesand (1989); Dekker, 1993; Novo e Shimabukuro, 1994; Novo e Tundisi. (1994); Han et al., 1994; Han e Rundquist 1997; Galvão et al., 2003). Dentre essas, destacam-se as que Kirk (1994) denominou de opticamente ativas: concentração do total de sólidos em suspensão (TSS), concentração de clorofila (CLO) e concentração de carbono orgânico dissolvido (COD).

A disponibilidade atual de dados de sensoriamento remoto em várias resoluções temporais, espaciais e espectrais, inclusive com dados históricos de quase 30 anos, para o caso do sistema sensor TM/Landsat 5, permite propor o desenvolvimento de metodologias para monitorar e compreender sistemas ambientais que façam uso dessa tecnologia.

Os resultados do uso dessa metodologia precisam ser, entretanto, cotejados com dados de campo que permitam aferir o grau de melhoria que a incorporação da mesma traz à compreensão do problema. Vale ressaltar que, devido à especificidade dos problemas em estudos desta natureza, a incorporação de SR não é operacional. Há ainda um grande número de desafios metodológicos a serem vencidos antes que a tecnologia de sensoriamento remoto possa ser utilizada rotineiramente em estudos dessa natureza. Dentre as limitações operacionais ao uso de dados de sensoriamento remoto pode-se destacar a frequência de aquisição de dados face à dinâmica dos sistemas aquáticos e a obtenção de imagens livres de cobertura de nuvens.

Os sensores orbitais com resolução espacial adequada (TM/Landsat 5 & ETM+/Landsat 7) não possuem a frequência de aquisição própria à caracterização de todas as condições da planície ao longo da variação da hidrografia. Os sensores de amplo campo de visada e alta frequência de aquisição não possuem a resolução espacial e espectral adequadas.

Com base no que foi exposto acima, a hipótese deste estudo é de que a variação espaço-temporal de massas de água opticamente distintas presentes na planície de inundação pode ser analisada através de imagens ópticas adquiridas em diferentes níveis da água,

independentemente do ano de aquisição, uma vez que a circulação da água na planície é comandada pelo chamado “pulso de inundação” do rio Amazonas, que é cíclico.

Para testar essa hipótese, formulou-se como objetivo principal desta pesquisa a descrição da dinâmica de circulação da água na várzea de Curuai ao longo do ciclo hidrológico e a caracterização das massas de água presentes na planície de inundável a partir da integração de dados de sensoriamento remoto orbital, dados espectroradiométricos e limnológicos adquiridos *in situ*, e com isto desenvolver e avaliar uma metodologia que possa ser aplicável na escala da bacia amazônica.

Para o desenvolvimento e teste da metodologia foi selecionada como área de estudo a várzea de Curuai, no Estado do Pará. Sua escolha levou em conta diversos aspectos dentre os quais: 1) ser uma área da planície de inundação que tipifica o efeito do pulso do Amazonas sobre a circulação da água; 2) ser objeto de estudos anteriores (Kosuth, 2002; Martinez *et al.*, 2003, Maurice-Bourgoin *et al.*, 2003); 3) possuir extensão territorial representativa de uma grande faixa do médio Amazonas, caracterizada por grandes lagos.

Ao término dessa pesquisa estarão sendo respondidas duas questões básicas aqui formuladas: 1) Existe um padrão espacial recursivo de circulação de água pela planície, dada ao caráter cíclico do pulso de inundação? 2) Se existir, é possível identificá-lo e caracterizá-lo somente através de imagens ópticas, com resolução espacial e temporal, similares a do sensor TM/Landsat 5 adquiridas em distintos ciclos hidrológicos?

Além de a resposta a essas questões representar uma contribuição à ampliação do uso da tecnologia de sensoriamento remoto no estudo e manejo dos sistemas aquáticos continentais, essa pesquisa também espera contribuir com informações relevantes à formulação de políticas públicas para o uso sustentável das áreas alagadas.

1.2 Organização do Documento

Além deste Capítulo, que descreve o objetivo deste estudo e a importância de se compreender a dinâmica de água em planícies de inundação, este documento possui mais oito (8) Capítulos.

O Capítulo 2 descreve a área de estudo e apresenta o conjunto inicial de dados que permitiram formular as questões científicas que nortearam a realização da pesquisa. O Capítulo 3 descreve a abordagem utilizada para o planejamento e a execução das campanhas de campo realizadas na planície de Curuai, ao longo de um ciclo hidrológico anual. O Capítulo 4 apresenta a análise da variabilidade espacial e das concentrações dos parâmetros limnológicos na planície de Curuai. Esta análise permitiu caracterizar a dinâmica espaço-temporal de composição da água e serviu para validar as análises posteriores, dentre as quais o impacto da dinâmica da composição da água sobre a resposta espectral das massas de água descrita no Capítulo 5. Os resultados do Capítulo 5 deram subsídios ao processamento digital do conjunto de imagens Landsat TM, adquiridas em diferentes níveis do ciclo hidrológico, o qual permitiu delimitar e caracterizar as massas homogêneas de água conforme apresentado no sexto Capítulo. O Capítulo 7, descreve a metodologia de processamento dos dados batimétricos e apresenta os resultados da dinâmica de área e volume de água na planície. O oitavo Capítulo apresenta uma síntese da dinâmica do sistema rio Amazonas/planície de Curuai, a partir da integração dos resultados obtidos nas abordagens descritas nos Capítulos anteriores e se propõe um modelo conceitual de circulação. E finalmente no nono Capítulo são apresentadas as conclusões e recomendações para o aprofundamento das questões que ficaram em aberto ao término desta pesquisa.

CAPÍTULO 2

ÁREA DE ESTUDO E DADOS DISPONÍVEIS

2.1 Localização e Caracterização da Área de Estudo

A área piloto selecionada para o desenvolvimento e validação da metodologia proposta neste estudo, denominada de planície do Lago Grande de Curuai (LGC), está localizada ao Sul da cidade de Óbidos no Estado do Pará (Figura 2.1), a 900 km da foz do rio Amazonas (1,5° S, 55.43° W). Por ser considerada uma área representativa da planície de inundação do médio Amazonas, a LGC, vem sendo objeto de várias pesquisas (Kosuth, 2002; Martinez et al., 2003; Maurice-Bourgoin et al., 2003).

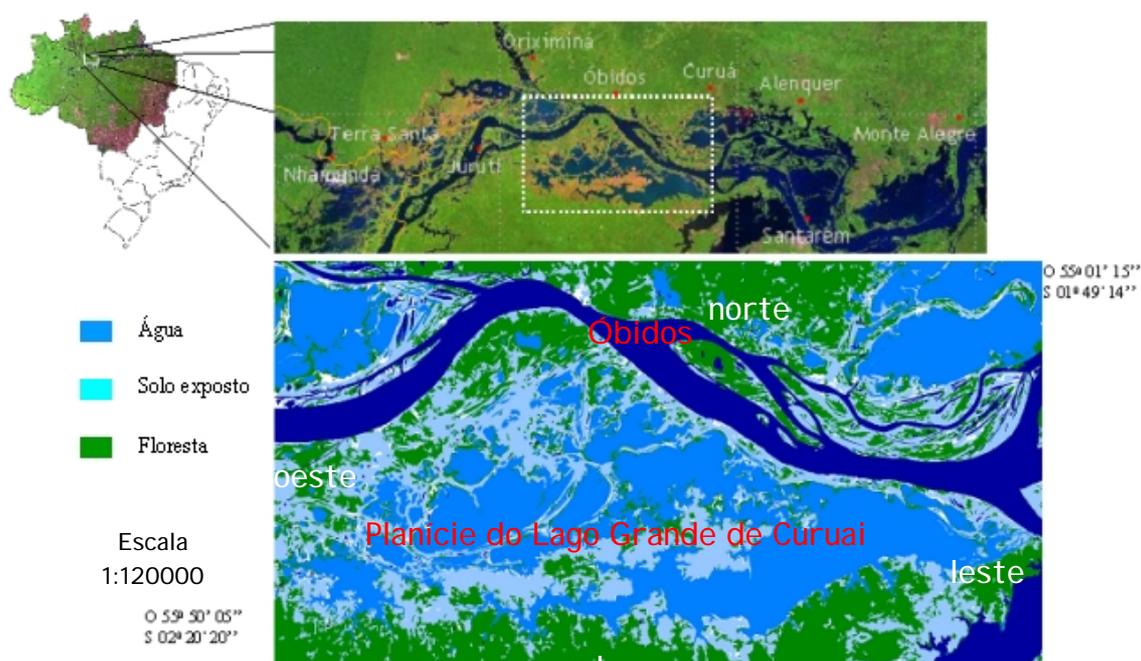


FIGURA 2.1 – Área de Estudo: Planície do Lago Grande de Curuai.

Com uma área de aproximadamente 3500 Km², e uma flutuação de até 7 metros no nível da água, esta planície, formada por sedimentos arenosos quaternários é constituída por mais de 20 lagos, que são interligados por canais de comunicação que se mantêm durante todo o ciclo hidrológico. O maior dos lagos, denominado Lago Grande de Curuai, possui um comprimento de aproximadamente 50 km. Esta planície,

caracterizada como uma planície fluvial inundável, é sujeita ao regime natural de águas do rio Amazonas. A planície recebe, em diferentes proporções, águas brancas, claras e pretas. As águas pretas originam-se de florestas dentro da área de captação local, as águas claras de pequenos rios da margem sul, e as águas brancas, que são em maior proporção, vêm do rio Amazonas.

A Figura 2.2 mostra a dinâmica do nível d'água na planície de Curuai no período de Janeiro de 1993 a Dezembro de 2002. Pela análise dessa Figura pode-se observar que a hidrógrafa, nesta planície, tem um comportamento monomodal, caracterizado por níveis máximos entre Maio e Julho e mínimos entre Outubro e Dezembro.

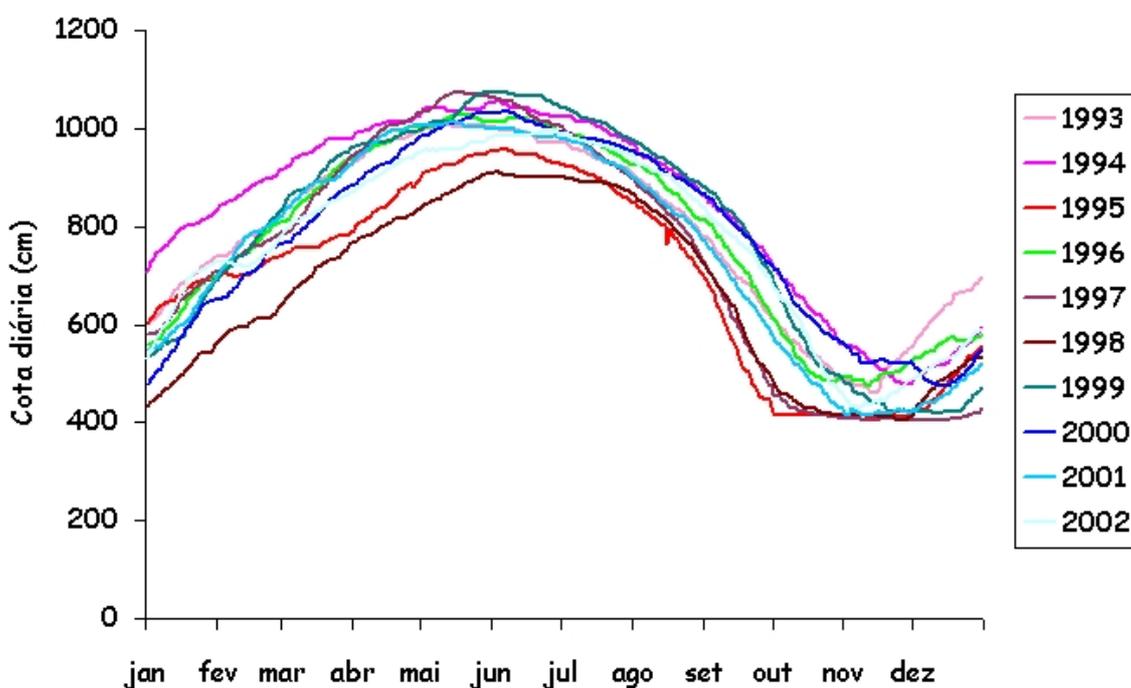


FIGURA 2.2 – Dinâmica do nível d'água na área de estudo.

Outra característica relevante é a amplitude sazonal da hidrógrafa (5 a 7 metros) e interanual (de até 2 metros). Durante o período de nível máximo das águas do rio Amazonas, as mesmas extravasam para a várzea aumentando o volume do Lago de Curuai. Ao atingir a várzea, a velocidade de escoamento da água diminui, o que provoca alterações nas taxas de sedimentação de partículas e na distribuição vertical dos sedimentos. Estas alterações, por sua vez, afetam o comportamento óptico das águas na planície, conforme pode ser observado na Figura 2.3 que mostra a composição colorida

normal (TM1-Azul, TM2-Verde, TM3-Vermelho) de uma cena TM/Landsat 5 obtida durante o período final de cheia, quando esta encontra-se ocupada por massas de água de diferentes cores resultantes da complexidade de seus componentes.



FIGURA 2.3 – Lago Grande de Curuai. Data: 08/07/2002.

Como anteriormente mencionado, os tipos de água que contribuem sazonalmente para o LGC, são: as águas do rio Amazonas, e de rios menores que atingem a margem sul do lago e que drenam terrenos terciários. O rio Amazonas que apresenta uma grande quantidade de sólidos em suspensão é caracterizado como um rio de água branca. Os rios menores da margem sul, por drenarem o mesmo tipo de litologia, têm águas claras como às do rio Tapajós (Salatti et al., 1983).

2.2 Conjunto de Dados Iniciais Disponíveis para o Estudo

2.2.1 Dados de Sensoriamento Remoto

2.2.1.1 Levantamento de Imagens Históricas do Sensor Landsat/TM

Conforme mencionado anteriormente, a hipótese deste estudo é de que o uso de séries de imagens ópticas adquiridas em datas relativas a diferentes níveis da hidrógrafa permite a análise das variações espaços-temporais de massas de água opticamente distintas na planície de inundação do rio Amazonas. Em função disto, um passo inicial e fundamental para a análise de viabilidade deste estudo, foi o levantamento da

disponibilidade de um conjunto de imagens multiespectrais e multitemporais (TM/Landsat-5 e ETM+/Landsat 7) sem cobertura de nuvens que fosse representativo para refletir a dinâmica de circulação da água entre o rio Amazonas e a planície de Curuai.

A planície de Curuai está contida e ocupa em torno de 20% da cena TM/Landsat 5 228/61. Da série histórica de 253 imagens TM/Landsat disponível, entre 27 de Maio de 1984 e 20 de Agosto de 2003, foram identificadas 110 imagens cuja cobertura de nuvens sobre a planície era menor do que 5%. A Figura 2.4 mostra distribuição das imagens sem cobertura de nuvens ao longo do ciclo hidrológico anual.

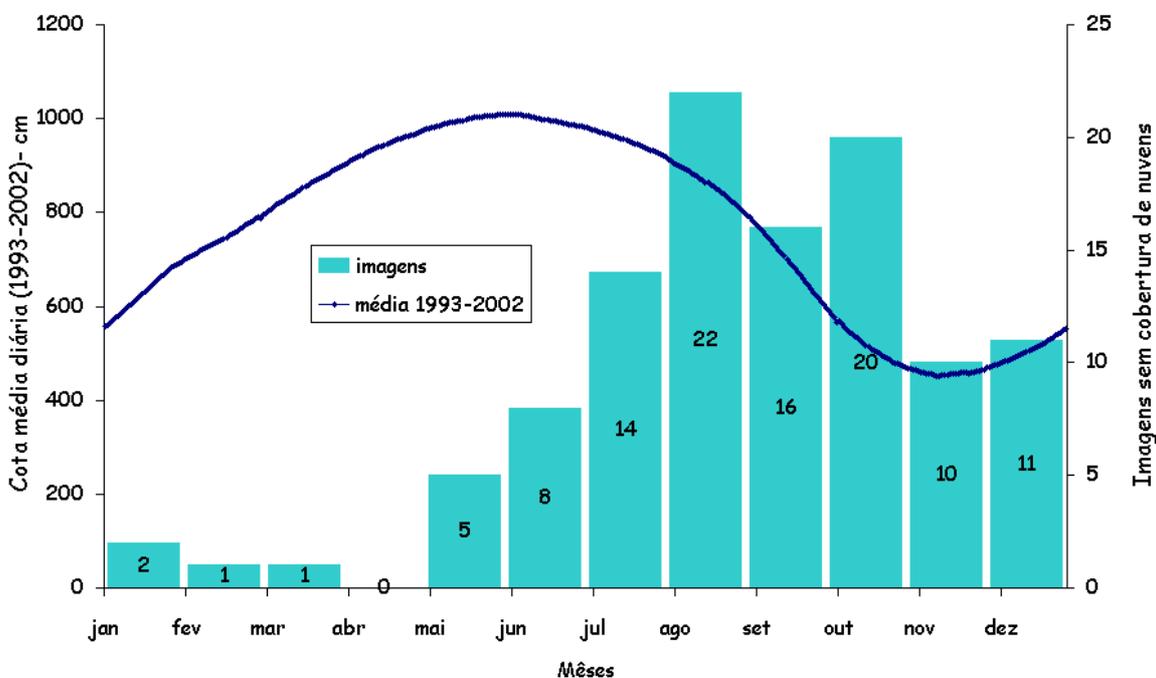


FIGURA 2.4 – Frequência mensal de imagens históricas disponíveis e sem cobertura de nuvens ao longo do ciclo hidrológico.

2.2.2 Dados Históricos de Nível de Água

Uma série histórica de nível de água diário, a partir de Janeiro de 1993 foi obtida junto a Agência Nacional de Águas (ANA). Estes dados foram analisados de forma exploratória, com o objetivo de identificar parâmetros que pudessem caracterizar a dinâmica de água entre o rio Amazonas e a várzea de Curuai. Os resultados desta análise estão descritos no capítulo 3. Informações sobre a variação do nível da água em

Curuai, extraídas da série histórica, foram confrontadas com as imagens disponíveis. O resultado desta análise, apresentado na Tabela 2.1, mostra que as imagens, com exceção da do mês de Abril, cobrem toda a variação de cotas do lago e representam uma boa amostragem da variação mensal do nível da água. Estes resultados, baseados na hipótese inicial, viabilizaram a continuação do estudo.

TABELA 2.1– Freqüência de imagens históricas sem cobertura de nuvens e cotas média mensal, para a planície de Curuai, ao longo do ciclo hidrológico.

Mês	Freqüência de imagens	Cota média M (cm)	Cota Mínima	Cota Máxima	Desvio Padrão (DP)	M+DP	M-DP
Janeiro	2	631	558	699	45	676	586
Fevereiro	1	746	704	790	27	773	719
Março	1	850	795	899	32	882	818
Abril	0	941	903	974	21	962	920
Mai	5	995	976	1008	10	1005	985
Junho	8	998	983	1009	9	1006	989
Julho	14	954	921	982	18	972	935
Agosto	22	863	799	917	35	898	828
Setembro	16	702	605	794	58	760	643
Outubro	20	523	471	597	30	561	485
Novembro	10	459	452	469	4	463	454
Dezembro	11	505	469	553	25	530	480

2.3 Seqüência de Processamentos e Análises Realizados no Desenvolvimento da Metodologia para Estudo da Dinâmica de Circulação de Água do Sistema Planície de Curuai/Rio Amazonas.

A Figura 2.5 sintetiza a seqüência de processamentos e análises que compõem a metodologia desenvolvida para o estudo da dinâmica de circulação de água entre o rio Amazonas e sua planície de inundação.

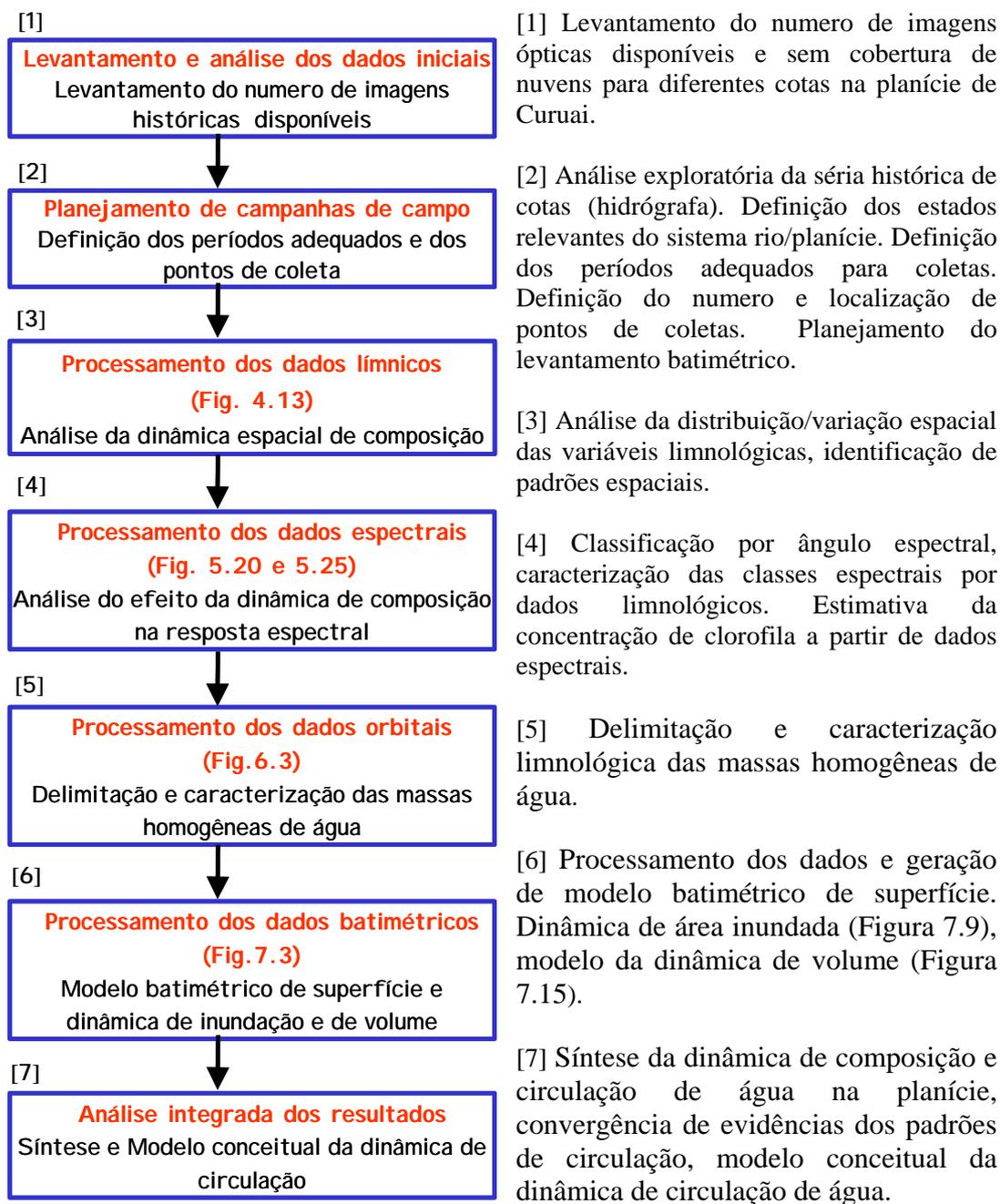


FIGURA 2.5 – Seqüência de processamentos e análises que compreendem a metodológica desenvolvida neste estudo para descrição da dinâmica de circulação de água do sistema rio Amazonas/planície de Curuai.

CAPÍTULO 3

PLANEJAMENTO E EXECUÇÃO DA COLETA DOS DADOS

3.1 Introdução

É de conhecimento geral que a bacia amazônica durante seu ciclo hidrológico anual apresenta um período de cheia e um período de água baixa, possuindo uma hidrógrafa monomodal. Entretanto, devido à sua extensão, estes períodos não ocorrem simultaneamente à montante, no centro e à jusante da bacia. Observa-se, pela Figura 2.2, que esta informação se confirma para a planície de Curuai. Todavia, uma informação qualitativa como esta, apesar de relevante, não é um parâmetro suficiente para delinear uma estratégia de estudo e planejamento de atividade de coletas de campo com o objetivo de compreender a dinâmica de água do sistema rio Amazonas/planície de Curuai. Uma análise exploratória em dados quantitativos, como os de cotas diárias de nível d'água podem levar a uma descrição mais acurada sobre a dinâmica destes sistemas aquáticos, e com isto, identificar parâmetros que sejam relevantes para a compreensão de sua dinâmica.

Conforme apresentado no Capítulo 2, o conjunto de dados disponível para a planície de Curuai, é formado por 110 imagens TM/Landsat sem cobertura de nuvens e por dados históricos de nível da água na planície. Entretanto, para que a metodologia desenvolvida, baseada na hipótese mencionada no Capítulo 1, fosse validada e parâmetros relevantes calibrados, tornou-se fundamental que os resultados derivados de imagens de satélite fossem cotejados com observações de campo. Em função disto, realizaram-se análises exploratórias, descritas a seguir, sobre os dados iniciais, com o objetivo de identificar parâmetros que permitissem delinear uma estratégia consistente para a coleta de dados adicionais e subsidiar a compreensão da dinâmica do sistema rio/planície.

3.2 Análise Exploratória da Hidrógrafa

A partir da análise da hidrógrafa apresentada na Figura 2.2 (página 10), partiu-se da premissa de que existem quatro estados relevantes para o entendimento da dinâmica de água na planície de Curuai. Dois estados seriam caracterizados pela estabilidade do nível d'água na planície, ou seja, nesses estados a taxa de variação diária no nível d'água seria mínima, tendendo a zero. Um destes estados, aqui denominado de *estado 1*, ocorreria quando a hidrógrafa atinge a sua altura máxima, situação esta em que a planície e o rio Amazonas alcançam um ponto de equilíbrio e a troca de água entre o rio e a planície se torna mínima (entrada e saída de água tendendo a zero). O outro estado, denominado de *estado 2*, estaria localizado no ponto mais baixo da hidrógrafa, quando acontece uma segunda condição de equilíbrio, com o rio e a planície em seus níveis mais baixos, praticamente isolados um do outro. Os dois outros estados seriam estados de transição entre os dois primeiros e caracterizados pela instabilidade do nível d'água na planície, ou seja, com taxa máxima de variação diária no nível d'água. O *estado 3*, estaria na transição do *estado 2* para o *estado 1* e seria representativo do período de enchente do nível ou entrada da água na planície. Finalmente o *estado 4*, estaria na transição do *estado 1* para o *estado 2* e seria representativo do período de descida ou saída da água da planície para o rio. A Figura 3.1 ilustra a seqüência de estados e as direções de fluxo entre o rio e a planície durante cada um destes estados.

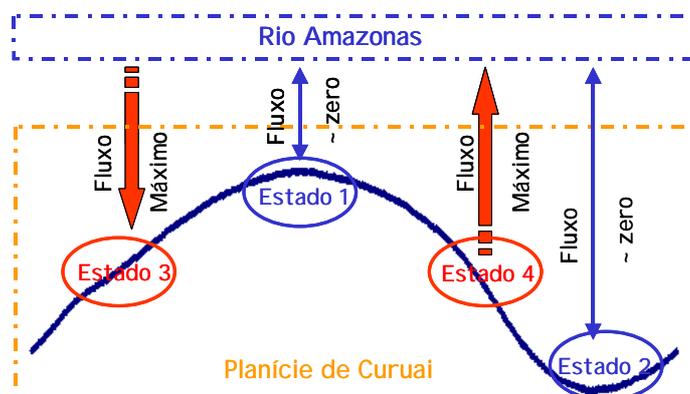


FIGURA 3.1 – Direção do fluxo durante cada estado considerado relevante para estudo de dinâmica de água no sistema Rio Amazonas/Planície de Curuai.

Definidos os estados considerados relevantes do sistema rio/planície, o passo seguinte consistiu em identificar os períodos de ocorrência destes estados dentro do ciclo hidrológico. Para isto realizaram-se análises exploratórias sobre a série de dados históricos de nível d'água, na planície de Curuai, compreendida entre Janeiro de 1993 e Dezembro de 2002. A Figura 3.2 e a Tabela 3.1 sintetizam os resultados da primeira análise realizada, em que se investigaram as cotas médias mínimas e máximas mensais bem como os desvios padrões mensais mínimos e máximos no mesmo período. Pode se observar que as cotas médias máximas ocorreram em Maio e Junho, e as cotas mínimas em Novembro e Dezembro, com maior frequência em Novembro. Os meses que apresentaram menores variações nas cotas (menores desvios padrão mensal) foram Maio e Junho, com exceção dos anos de 1995 e 1997, cujo meses mais estáveis foram Outubro e Novembro, respectivamente. Estes resultados são um indicativo de que o período de ocorrência do *estado 1* (cheia) encontra-se entre maio e junho, e que o *estado 2* (água baixa) ocorre no mês de novembro.

A Tabela 3.1 mostra os dois meses que apresentaram maiores desvios padrão em cada ano, ou seja, meses de maior instabilidade no nível da água. Durante o período de descida da água, os meses com maior desvio padrão foram Setembro, com oito ocorrências, e Outubro com quatro ocorrências. Durante o período de subida da água, os meses com maior desvio padrão foram Janeiro, com cinco ocorrências, e março com uma ocorrência. Os resultados da Tabela 3.1 sugerem que o *estado 4* (vazante) ocorre em setembro e o *estado 3* (enchente) em janeiro.

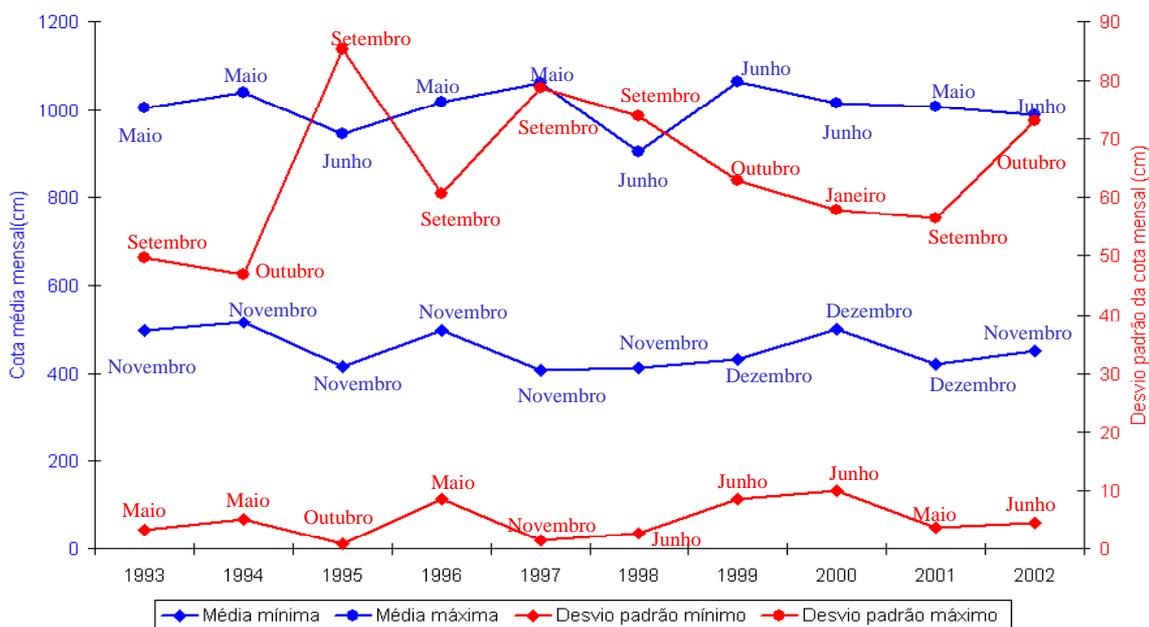


FIGURA 3.2 – Variação anual das cotas médias mensais mínimas e máximas e do desvio padrão mínimo e máximo das cotas médias.

TABELA 3.1 – Valores e meses com maiores desvios padrões (cm).

Meses de maiores Desvio Padrão									
1993		1994		1995		1996		1997	
43	Janeiro	39	Setembro	45	Dezembro	49	Janeiro	51	Março
50	Setembro	47	Outubro	85	Setembro	61	Setembro	79	Setembro
1998		1999		2000		2001		2002	
40	Agosto	56	Setembro	47	Outubro	46	Janeiro	64	Janeiro
74	Setembro	63	Outubro	58	Janeiro	56	Setembro	73	Outubro

A definição desses períodos críticos da hidrógrafa foi fundamental para a programação das campanhas de campo, de tal modo que fossem representativas do fenômeno em estudo. A duração de cada campanha de campo, baseada em campo experimental realizado em 2002, foi estimada entre 10 e 12 dias. Como a estabilidade do nível d'água foi o fator de diferenciação entre os estados 1-2 e os estados 3-4, realizou-se uma segunda análise a partir da taxa de variação média diária do nível d'água na planície, para definir um período de 12 dias dentro das faixas de cada estado. Esta taxa de variação do nível da água é um indicador da velocidade média de escoamento da água ao entrar e sair da planície. Teoricamente, para que as amostras de campo sejam comparáveis às informações coletadas de forma “instantânea” pelo satélite, elas

precisam ser adquiridas durante períodos de menor velocidade de escoamento da água para garantir que as condições de campo sejam relativamente constantes.

A Figura 3.3 e a Tabela 3.2 sintetizam os resultados desta segunda análise. A partir destes resultados, definiu-se que os períodos teoricamente mais adequados, baseando-se na análise da hidrógrafa, para realização das coletas representativas de cada estado. Taxas de variação média igual a zero, para a série analisada, ocorreram em 6 de junho e 14 de novembro. Considerou-se o período compreendido entre 10 dias antes e 10 dias após, com o adequado para as coletas dos estados 1 e 2. De maneira similar definiu-se os períodos para os estados 3 (enchente) e 4 (vazante). A Tabela 3.2 apresenta estes períodos. Vale ressaltar que estes períodos foram baseados somente na análise da hidrógrafa. Estes períodos foram posteriormente ajustados para contemplar outras restrições, como data de passagem do satélite, número médio de coletas diárias e frequência histórica de imagens sem cobertura de nuvens.

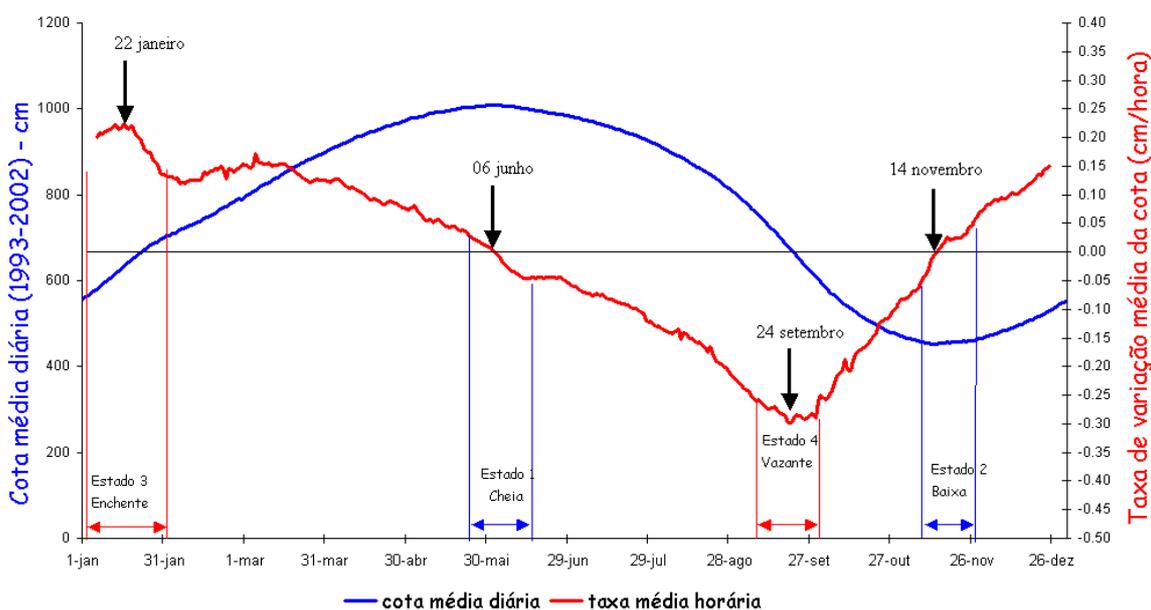


FIGURA 3.3 – Taxa média diária do nível d'água.

TABELA 3.2– Períodos identificados como os mais adequados para coletas.

<i>Estado do sistema rio/planície</i>	<i>Estado 1 (cheia)</i>	<i>Estado 2 (baixa)</i>	<i>Estado 3 (enchente)</i>	<i>Estado 4 (Vazante)</i>
Períodos adequados	27/05 a 16/06	04/11 a 24/11	12/01 a 01/02	14/09 a 04/10

3.3 Parâmetros Selecionados

Tendo em vista que a hipótese dessa pesquisa é de que o uso de imagens de satélite, obtidas em diferentes níveis da hidrógrafa, pode fornecer informações sobre a circulação da água na planície em função do pulso do rio Amazonas, os dados coletados em campo deveriam permitir seu teste.

Em primeiro lugar, as variáveis limnológicas a serem medidas em campo deveriam permitir a caracterização das massas d'água definidas por Sioli (1984). Assim sendo, foram consideradas fundamentais as medidas de pH, uma vez que o autor vincula os tipos de água a faixas específicas dessa variável.

As variáveis medidas em campo deveriam também permitir estabelecer relações entre a composição das massas de água e o seu comportamento espectral. Assim sendo, outro conjunto de medidas a ser obtido em campo diz respeito aos componentes opticamente ativos, qual seja, a concentração de pigmentos fotossintetizadores, de partículas inorgânicas e orgânicas suspensas, e de matéria orgânica dissolvida.

No contexto dessa pesquisa é fundamental a aquisição de informações espaciais e temporais sobre as propriedades opticamente ativas, e de sua relação com as demais variáveis limnológicas, visto que são essas propriedades que podem ser monitoradas por sensores remotos. Além disso, são propriedades relevantes para os processos metabólicos dos ecossistemas aquáticos visto que controlam a qualidade e quantidade do campo de luz submerso (Kirk, 1993).

Conforme mencionado na introdução, os avanços recentes da tecnologia de sensoriamento remoto propiciaram um aumento do número de variáveis descritoras das propriedades da água passíveis de serem estimadas. Dentre essas, destacam-se aquelas que constituem o que Kirk (1994) classifica como opticamente ativas, tais como: Total

de Sólidos em suspensão (TSS), concentração de clorofila (CLO) e concentração de carbono orgânico dissolvido (COD), uma vez que estes componentes, quando presentes na coluna d'água, interagem com a energia eletromagnética, afetando com isto o sinal registrado pelo sensor a bordo do satélite.

Vários estudos indicam que estes componentes são passíveis de serem monitorados via sensoriamento remoto. Curran e Novo (1988), Novo et al. (1989a), Goodin et al. (1993), relatam a alta correlação entre a concentração de sedimentos em suspensão e a reflectância. Mobley (1994) afirma que os sedimentos inorgânicos em suspensão na água funcionam como traçador natural para estudo de sua dinâmica espacial. Novo et al. (1993), Rundquist et al. (1996), Allee e Johnson (1999), relatam mapeamento e estimativas de concentração de clorofila por sensoriamento remoto.

Para validar e refinar as informações extraídas dos dados orbitais incluíram-se medidas radiométricas em campo. Estas medidas, que são livres de interferência atmosférica e possuem alta resolução espectral, foram utilizadas para caracterizar espectralmente os corpos d'água e inferir concentrações dos componentes opticamente ativos nelas presentes. Tendo em vista que a hipótese de trabalho pressupõe que existe um vínculo entre a composição da massa de água e sua reflectância, e que uma vez que as massas de água se mantenham com a mesma composição elas poderão ser mapeadas em imagens ópticas, é fundamental que esse vínculo seja caracterizado em condições de simultaneidade de aquisição de campo, sem interferência da atmosfera.

Para caracterização de propriedades físicas da água, incluíram-se também medidas de turbidez (T) e de profundidade do Disco de Secchi (DS). A turbidez é potencialmente um dos melhores preditores de TSS (Lewis, 1996; Lewis e Eads, 1998) e pode ser obtida a baixo custo. Segundo Lewis (1996), poucos pares de turbidez/TSS (~10) são suficientes para estabelecer uma relação confiável entre estas duas variáveis. Medidas da profundidade do Disco de Secchi (DS) são um bom indicador da zona eufótica. Considerou-se também, que devido às características da turbidez mencionadas acima, associados ao fato de que a mesma pode ser obtida *in situ*, sem custo adicional, ela poderia ser um parâmetro para refinar a amostragem espacial de TSS.

O oxigênio dissolvido, por ser um dos gases mais importantes na dinâmica e caracterização de ecossistemas aquáticos, foi incluído nas medidas. O oxigênio dissolvido pode, em alguns casos, ser utilizado como um indicador do nível trófico de ecossistemas aquáticos (Esteves, 1998). Segundo Barbosa (1981), flutuações na concentração de oxigênio interferem em processos biológicos e bioquímicos que ali se desenvolvem, assumindo com isto um papel fundamental para a caracterização dos corpos d'água.

Outra variável incluída foi a condutividade elétrica da água, visto que a mesma pode fornecer importantes informações tanto sobre o metabolismo do ecossistema aquático, como sobre fenômenos importantes que ocorrem na sua bacia de drenagem (Esteves, 1998).

Com o objetivo de compreender a dinâmica de volume de água, incluiu-se também o levantamento batimétrico da planície, tendo em vista que a configuração de canais, terraços, a distribuição espacial das profundidades, controlam a circulação da água na medida em que definem os caminhos preferenciais que as correntes adotam ao entrar e sair da planície.

Das variáveis selecionadas, as seguintes foram medidas *in situ*: profundidade no ponto de coleta, profundidade do disco de Secchi, Oxigênio dissolvido, Condutividade elétrica, temperaturas água e ar, turbidez, pH e reflectância. Para as demais variáveis: TSS- Total de Sólidos de Suspensos e suas frações orgânica e inorgânica, Carbono Orgânico e inorgânico dissolvidos, Clorofila a e pigmentos acessórios e Nutrientes (Fósforo e nitrogênio), amostras de água foram filtradas e os filtros enviados para análise em laboratório.

Na seleção dos variáveis a serem medidas, devido ao alto custo das análises de laboratório, procurou-se sempre que possível incluir medidas *in situ* que fossem indicadores de variáveis analisadas em laboratório. Por exemplo, turbidez como indicador de TSS e reflectância como possível indicador dos componentes opticamente ativos.

3.4 Localização e Número de Pontos de Coleta

3.4.1 Localização dos Pontos de Coletas

Identificados os períodos adequados para realização das campanhas de campo, o passo seguinte foi determinar a localização geográfica de um conjunto de pontos de coleta que otimizasse o trabalho de campo e garantisse a representatividade espacial dos parâmetros de qualidade de água a serem utilizados no estudo. O procedimento metodológico utilizado para determinação deste conjunto de pontos está descrito em Barbosa et al. (2002) e no relatório final do projeto FAPESP 2002/00785-3.

A Figura 3.4 apresenta as principais etapas deste procedimento, que estão descritas de forma sucinta a seguir:

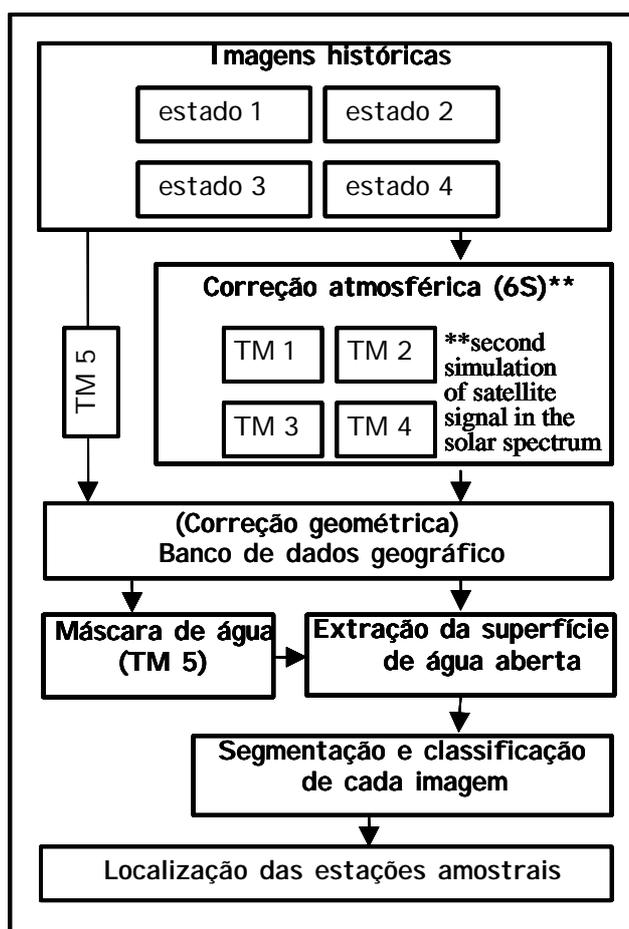


FIGURA 3.4 – Procedimentos Metodológicos para determinação das estações amostrais.

- A partir da série histórica de imagens multiespectrais (TM/Landsat 5 e ETM+/Landsat 7) disponível, selecionaram-se quatro imagens, tal que cada imagem fosse relativa a um dos quatro estados considerados relevantes para o sistema rio/planície. Estas imagens foram inicialmente convertidas para valores de "reflectância de superfície", isto é, feita a correção dos efeitos de espalhamento e absorção atmosférica e a normalização das variações sazonais na irradiância solar. Esta conversão para os valores de "reflectância de superfície" possibilita a comparação das imagens ao longo do tempo, garantindo que as modificações detectadas entre datas diferentes sejam relativas a variações no comportamento dos objetos da cena imageada, e não das condições de imageamento (Vermote et al., 1997). Além disso, essa conversão para dados de reflectância torna viável a comparação entre as informações radiométricas extraídas das imagens e aquelas derivadas de medidas espectro-radiométricas de campo. O algoritmo 6S (Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum) foi utilizado para a recuperação dos valores de reflectância de superfície. Detalhes do modelo de transferência radiativa do 6S podem ser encontrados em Vermote et al. (1997).
- A seguir as imagens foram submetidas à correção geométrica para garantir a correspondência entre os pontos imageados nas diferentes datas. Maiores detalhes sobre os procedimentos de correção geométrica podem ser encontrados em Richards (1995).
- A banda 5 das imagens TM/Landsat foi utilizada para gerar máscaras com duas classes: superfície de água livre de vegetação e superfície de água vegetada ou terra firme. As máscaras permitiram restringir a análise às superfícies de água aberta reduzindo o tempo de processamento.
- As imagens de cada uma das datas, recortadas com a máscara do Item anterior, foram submetidas a um algoritmo de segmentação (Bins et al., 1996) e a um classificador não supervisionado por regiões de modo a identificar massas de água opticamente distintas. A Figura 3.5 mostra o resultado deste

processamento para imagens representativas dos quatro estados do sistema rio/planície. Para cada imagem, o resultado é um conjunto de classes, tal que cada classe representa uma massa de água opticamente homogênea naquela data (Kirk, 1994). Vale ressaltar que as cores que aparecem nas classes de cada imagem da Figura 3.5 representam massas homogêneas de água naquela data. Uma mesma cor que aparece em mais de um estado, não significa que a massa de água seja a mesma nos dois estados. Significa somente que representam regiões de águas homogêneas naquela data.

- A partir destes resultados pôde-se definir um esquema de amostragem de dados no campo que contemplasse as diferentes massas de água em cada estado do sistema, e evitar a sobre-amostragem em massas homogêneas.

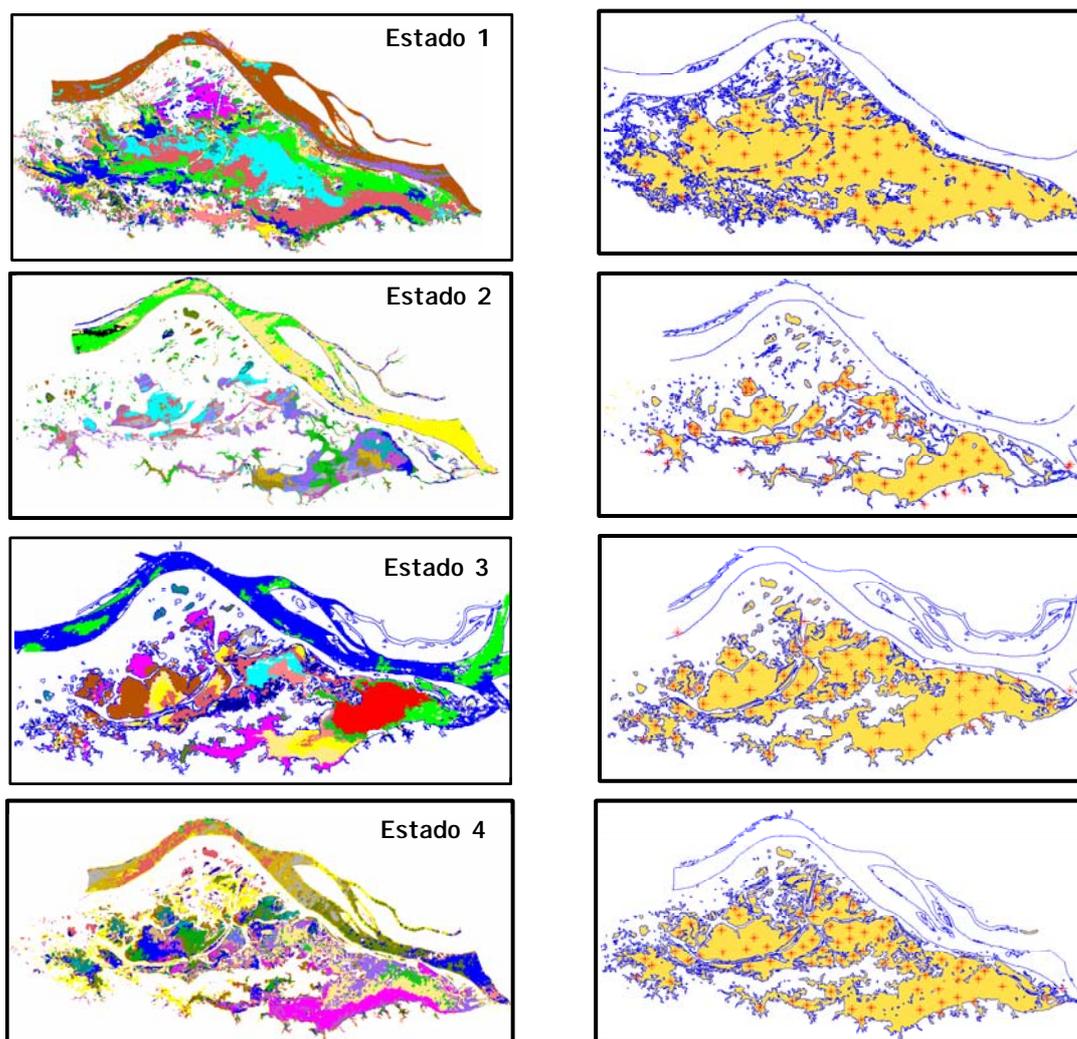


FIGURA 3.5 – Classes homogêneas de água e localização dos pontos de coletas para os quatro estados considerado para o sistema rio/planície.

3.4.2 Número de Pontos de Coletas

O número mínimo de pontos necessário para o desenvolvimento do estudo foi um parâmetro chave na etapa de delineamento das campanhas de campo, pois seu valor teria reflexo direto no custo final do projeto, devido aos elevados custos das análises de laboratório e da infra-estrutura de campo necessária para as coletas (barco, voadeiras, pessoal de apoio e etc). Além disso, um maior número de amostras, mantendo-se a mesma infra-estrutura, implica num aumento da permanência em campo, dado que o período de coleta diário é limitado a 5 horas (9:30 a 14:30), condições consideradas

adequadas para radiometria. Outro fator que foi considerado é que para um maior período de coleta, as condições ambientais ficam sujeitas a uma maior variabilidade.

Se por um lado, os argumentos acima levam na direção de se reduzir ao máximo o número de amostras, por outro lado, a necessidade de se preservar a representatividade espacial das variáveis medidas, limita esta redução. Através de uma análise variográfica, onde se modela a estrutura ou autocorrelação espacial entre os valores medidos de uma determinada variável (Isaaks e Srivastava, 1989), pôde-se avaliar se a representatividade espacial é preservada.

Tendo em vista o exposto acima, considerou-se que a estruturação de campanhas dessa magnitude só seria possível com o conhecimento prévio da área. Para isso submeteu-se à FAPESP um projeto (Projeto FAPESP 2002/00785-3) para a realização de um campo exploratório, cujos objetivos seriam: avaliar a infra-estrutura necessária, determinar a duração de cada coleta, determinar o número de coletas passíveis de serem realizadas em um dia. Os resultados desse campo exploratório permitiram delinear e otimizar a estratégia de aquisição de dados nas fases posteriores da pesquisa. Durante este campo foram feitos 145 pontos, sendo que amostras de água em 80 deles foram feitas análises de laboratório.

Sobre o conjunto de dados resultantes da campanha exploratória realizada entre 13 e 22 de julho de 2002, realizou-se uma análise variográfica com a redução progressiva do número de pontos amostrais. Chegou-se que o número mínimo seria de 70 amostras. A análise também mostrou que apesar de 70 amostras preservarem a representatividade espacial, a identificação de estruturas espaciais nos dados, necessária para a determinação de parâmetros para interpolação, foi dificultada com esta redução no número de amostras.

A estratégia proposta para contornar esta dificuldade, mantendo-se o número mínimo de análises de laboratório, foi a seguinte: realizar medidas *in situ* em todos os pontos de coletas para análise de laboratório, e realizar medidas *in situ* adicionais entre pontos amostrais de laboratório. Posteriormente identificar correlações entre variáveis medidas *in situ* e variáveis estimadas em laboratório, e gerar modelos de regressão que

permitissem estimar valores para as variáveis de laboratório em posições não amostradas. Esta estratégia se fundamentou em resultados de pesquisas anteriores como as de Lewis (1996); Lewis e Eads (1998), os quais concluíram que a turbidez é potencialmente um dos melhores preditores de TSS. Segundo Lewis (1996), poucos pares de turbidez/TSS (~10) são suficientes para estabelecer uma relação confiável entre estas duas variáveis. Curran e Novo (1988), Novo et al. (1989b), Goodin et al. (1993), também relatam a alta correlação entre a concentração de sedimentos em suspensão e a reflectância.

Rundquist et al. (1996) concluíram que existe uma forte correlação entre a concentração de clorofila e a razão de bandas infravermelho/vermelho. Gitelson (1992) apontou que a magnitude e a posição da reflectância máxima no infravermelho próximo (~705 nm) podem ser usadas na predição de concentração de clorofila. Quibell (1992) encontrou que, para águas continentais, a reflectância no infravermelho é o melhor estimador da concentração de clorofila.

Esta decisão de aumentar o número de pontos amostrais para variáveis medidas *in situ*, levou a dois tipos de pontos amostrais; aqueles que possuíam variáveis com análise de laboratório e medidas *in situ* foram denominados de pontos completos, e aqueles só com medidas *in situ* de pontos incompletos.

3.5 Planejamento do Levantamento Batimétrico (Definição de Transectos)

Tendo em vista que as imagens de satélite proporcionam apenas uma descrição bidimensional da circulação da água, torna-se necessária a aquisição de informações volumétricas. Grande parte das estimativas de armazenamento de água na planície de inundação baseia-se na suposição de que sua profundidade média é equivalente à variação de cota do rio (Coe, 2000). Para avaliar a aderência desse pressuposto às condições existentes na planície do Lago Grande de Curuaí, visto que ela tem implicações sobre o uso de imagens de satélite na modelagem da circulação da água, torna-se fundamental o levantamento batimétrico da área de estudo.

O grande problema para se realizar um levantamento batimétrico em uma área como a planície de Curuaí é o da definição das rotas para as seções transversais, devido tanto à

complexidade topográfica da planície e quanto a variabilidade anual e inter-anual de sua hidrógrafa. Um levantamento com alta densidade de seções transversais implicaria em um custo elevado, devido às dimensões da planície. Para se otimizar tanto este custo quanto o tempo de levantamento, tornou-se necessário encontrar uma forma de definir uma densidade de transectos que refletisse a complexidade do relevo, ou seja, alta em áreas de topografia complexa e baixa em áreas de topografias uniformes.

As imagens TM/Landsat representaram uma alternativa para o apoio ao planejamento da missão de levantamento batimétrico, porque, como visto na Seção 2.2.1.1, existem imagens disponíveis em diferentes níveis da hidrógrafa, o que permitiria a identificação da morfologia da planície de tal modo a orientar a alocação de rotas para a execução do levantamento em campo. Com base nesta hipótese foram selecionadas duas imagens TM-Landsat: uma de 12/12/2001 e outra de 16/07/1999, para a definição do conjunto de rotas das seções transversais.

A imagem de Dezembro de 2001 refere-se à melhor cena sem cobertura de nuvens sobre a planície para um período de cota mínima e a de Julho de 1999 para o período de cota máxima. Na verdade, cotas mínimas e máximas nestes anos, ocorreram na segunda quinzena de Novembro e de Junho, respectivamente. Por exemplo, em Novembro de 1997 a cota atingiu 407 cm, e em Junho de 1999 atingiu 1078 cm, mas nestes períodos as imagens não estavam totalmente isentas de nuvens. As cotas para as imagens selecionadas foram 450 cm e 1015 cm respectivamente.

Pela Figura 3.6 pode-se verificar que a topografia da planície fica bastante evidente, uma vez que o fundo do lago encontra-se praticamente exposto, permitindo observar as regiões mais homogêneas onde o número de seções pode ser menor, e regiões mais heterogêneas onde o número de seções deve ser adensado para garantir uma boa representatividade do modelo topográfico da planície. A partir desta imagem de 2001, foi definida densidade de transectos. Entretanto, para que o modelo de relevo seja representativo, é essencial que o levantamento atinja a maior área possível da planície. Para isto, a imagem de Junho de 1999 foi utilizada para definir a extensão dos transectos, por permitir extrair esta informação.

Este planejamento resultou em um conjunto de rotas (seções transversais) as quais cobriram uma extensão de 4600 km. A metodologia completa está descrita em Barbosa et al. 2004b.



FIGURA 3.6 – Composição RGB-TM 543, referente ao Estado 2 (13 de outubro 1988).

A Figura 3.7 mostra, sobreposta à imagem de julho de 1999, as rotas planejadas para o levantamento de campo, cuja data de execução foi definida em função do nível máximo de água e de menor taxa de variação diária, quando a água cobre toda a planície e há maior facilidade de deslocamento do barco e voadeiras ao longo das rotas planejadas.

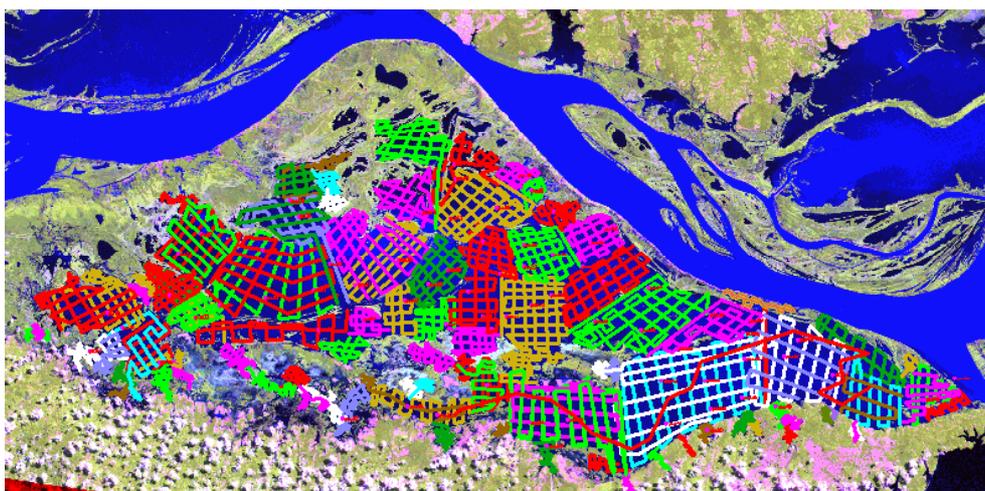


FIGURA 3.7 – Conjunto de rotas planejadas para levantamento batimétrico.

3.6 Execução das Campanhas de Campo

Durante a realização do campo exploratório alguns problemas foram detectados (preservação de amostras de clorofila e de água para outras análises e problema com espectro-radiômetro utilizado) e outros em potencial foram identificados. Determinou-se também o número de coletas que poderia ser feito por dia, e concluiu-se que seria conveniente levar um técnico de laboratório para campo e que novos laboratórios de análises deveriam ser selecionados. Determinou-se que o período médio de cada campanha seria de 17 dias (3 dias antes do início da coleta, 12 dias de coleta, e 2 dias após a coleta). Sendo um dia de traslado São Paulo-Santarém, um dia para acerto de detalhes finais em Santarém (adaptações de equipamentos e compra e aluguel de material) e um dia de traslado Santarém planície de Curuai.

A partir destas informações, consideraram-se três alternativas para adequar o período de coleta em função da passagem do satélite sobre a área: a passagem do satélite ocorrendo no meio do período de coleta (sexto dia); ocorrendo no primeiro ou último dia de coleta. A primeira alternativa teria a vantagem de se ter coletas antes, durante e após a passagem, mas reduziria a possibilidade de se ter coletas próximas de passagens do satélite, no caso de ocorrer cobertura de nuvens no dia da passagem. Se houvesse cobertura de nuvens, a coleta mais próxima estaria a dez dias da passagem anterior e posterior do satélite. Programou-se então para que o dia da passagem do satélite ocorresse no último dia de coleta e houvesse maior coincidência possível entre o período teoricamente adequado para coleta e o período coletado. Por questões de custo, não foi possível a permanência em campo durante duas passagens do satélite Landsat, o que resultaria num período de 21 dias por campanha.

Na Seção 3.2 concluiu-se que o período adequado para a coleta representativa da subida da água seria entre 12/01 a 01/02, dado que a taxa de variação média máxima ocorre em torno do dia 22 de Janeiro. Entretanto, informações obtidas no campo experimental dão conta de que durante o mês de Janeiro ocorre principalmente o enchimento da calha dos lagos, e que a água começa a extravasar para a planície no final de Janeiro/início de Fevereiro. Esta situação se reflete na hidrógrafa da seguinte forma: como a área a ser

ocupada pela água é menor durante o mês de Janeiro (calha dos lagos), o nível d'água sobe mais rápido. Quando inicia o extravasamento das calhas dos lagos, há uma redução na taxa de subida do nível d'água, devido à maior área a ser ocupada pela água, mas não há redução na taxa de entrada de água. Este efeito pode ser notado claramente na Figura 3.8, na qual a taxa de aumento do nível d'água é muito rápida em Janeiro e se reduz a partir do início de Fevereiro. Optou-se então por fazer a coleta no início de Fevereiro.

Os períodos de execução das campanhas estão na Tabela 3.4, e a Figura 3.8 apresenta a hidrógrafa e a taxa de variação média do período em que aconteceram as campanhas de campo.

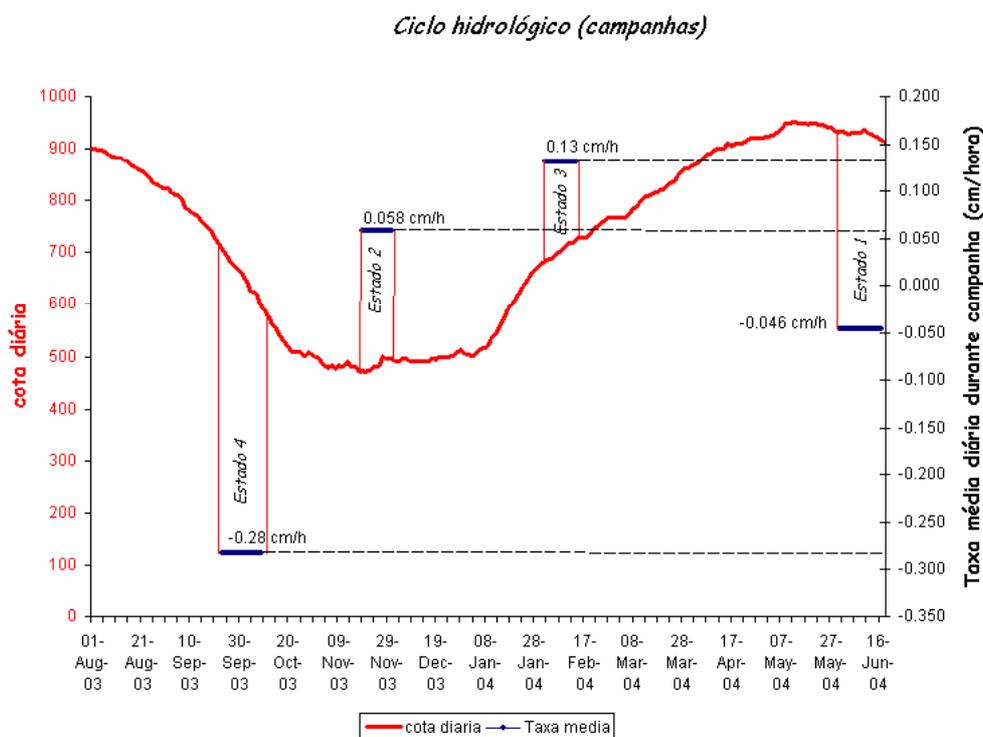


FIGURA 3.8 – Hidrógrafa do período de realização das campanhas e taxa média de variação do nível d'água durante cada campanha.

Pela Figura 3.8, nota-se que de uma maneira geral, as condições de dinâmica do nível de água esperadas, ocorrem durante as campanhas. Nas campanhas dos estados 4 e 3, em que as taxas médias de variação foram $-6,7$ e $3,1$ cm/dia respectivamente, caracterizaram as condições de instabilidade do nível d'água. Nas campanhas dos estados 1 e 2, com taxas médias de $-1,1$ e $1,4$ cm/dia, caracterizaram as condições de estabilidade. A menor cota do ciclo anual correu no segundo dia de coleta (470 cm) do

estado 2, e a partir daí, iniciou-se lentamente a entrada de água na planície, com um taxa de 1,4 cm/dia. Vale ressaltar, entretanto, que em termos de volume de água entrando na várzea, a taxa de 1,4 cm/dia no período de coleta do estado 2 não é comparável com a dos demais estados, dado que neste período a área a ser ocupada pela água é menor (calha dos lagos). Ou seja, o volume de água entrando na várzea no período de coleta do estado 2 não é da ordem de 45% do que estava entrando no período de coleta do estado 3 (3,1/1,4).

A maior cota do ciclo anual ocorreu no dia 13 de Maio (952 cm). Durante a coleta do estado 1 (cheia), a cota variou de 934 cm, no primeiro dia, a 918 cm, no último dia, sinalizando o início de saída da água da várzea.

A campanha do período de água baixa foi a que apresentou maior dificuldade para realização das coletas, dado que o barco “base”, não se deslocava pela planície. Nesta campanha, houve casos de se consumir 5 horas de deslocamento para se fazer as coletas. Verificou-se que neste período a profundidade média dos lagos é em torno de um metro. Confirmou-se também que a conexão entre lagos, através de canais, permanece neste período, embora sem fluxo direcional.

A partir de informações com pescadores locais e observações visuais, notou-se que durante a campanha do *estado 3* (enchente), a principal direção de fluxo de água na planície era de leste para oeste. Isto se deve ao fato de que os principais canais de entrada, para esta cota na planície, estão localizados na margem leste. Somente para cotas maiores é que a água do rio Amazonas passa a entrar na planície por igarapés da margem norte e oeste da planície. Em função desta característica, realizou-se as coletas no sentido contrário ao fluxo, de oeste para leste, para evitar que a amostragem ocorresse sobre uma mesma massa homogênea de água.

3.6.1 Infra-Estrutura Utilizada

Devido às dimensões da área de estudo, ~3500 Km², às dificuldades de acesso, e à distância de centros urbanos, uma equipe de 10 pessoas em média permaneceu a bordo de um barco “base” durante as campanhas (Figura 3.9). Esta equipe incluiu pesquisadores, pilotos de lancha e barco e cozinheira. O acesso às estações de coleta foi

feito utilizando duas lanchas, cada uma com uma equipe de 3 pessoas. A programação de amostragem de cada dia foi feita de tal modo que uma dada região do lago pudesse ser coberta entre 9:30 horas da manhã e 14:30 horas (período adequado para radiometria).



FIGURA 3.9 – Barco “base” e lancha utilizados durante a campanha de campo.

A bordo do barco “base” foi montado um “mini-laboratório” (Figura 3.10-a) para filtração e preparo das amostras de água para posterior análises químicas, físicas e biológicas. Estas amostras e filtros (Figura 3.10-b) foram mantidos a temperatura de zero graus Celsius.



FIGURA 3.10 – Filtração e preparação de amostras para análise.

3.6.2 Equipamentos e Métodos Utilizados

Os equipamentos para medidas *in situ* foram instalados a bordo de lanchas. A Figura 3.11–a mostra o sistema de sonar utilizado durante a quarta campanha, e a Figura 3.11–

b mostra os equipamentos para medidas espectrorradiométricas e de variáveis limnológicas utilizados durante as quatro campanhas.



FIGURA 3.11 – Equipamentos utilizados para medidas *in situ*.

As medidas limnológicas *in situ* foram realizadas com o medidor de qualidade de água (HORIBA-Modelo U10), em todos os pontos, completos e incompletos. A Tabela 3.3 mostra os parâmetros medidos, o intervalo de sensibilidade, e resolução do equipamento.

TABELA 3.3 – Características do medidor de qualidade de água.

Parâmetros	Intervalo de sensibilidade	Resolução
pH	0-14	0.1pH
Condutividade	0-100mS	0,001/0,01
Turbidez	0-800 NTU	1NTU
Oxig Dissol.	0-19,9 mg/L	0,01mg/l
Temperatura	0-50°C	0,1°C
Salinidade	0-4%	0,01%

Para o levantamento batimétrico foi utilizado o ecobatímetro Lowrance 480-M (Pub.988-9151-181). O sensor do equipamento foi fixado na popa de uma lancha que foi alocada exclusivamente para este fim. Como não havia restrições de horário de levantamento, duas equipes se revezavam neste trabalho em turnos de 6 horas diárias. Estudantes da Universidade Federal de Santarém foram treinados para auxiliar neste trabalho.

As medidas espectrais foram feitas inicialmente com o auxílio de espectrorradiômetro, operando na faixa de 325 e 1075 nm (visível e infravermelho próximo), baseado numa matriz de 512 detectores, com uma resolução nominal de 1,6 nm na faixa espectral de 325 a 700 nm e 3 nm entre 700 e 1075 nm e tempo de integração de 17 milissegundos. Após a análise dos primeiros dados, constatou-se que este equipamento estava com defeito. Em função disto, substituiu-se o equipamento por outro modelo similar, mas com resolução espectral de 3,2 nm. O Fator de Reflectância foi calculado medindo-se a radiância espectral de uma placa de referência Spectralon® com reflectância constante de 99 % em todos os comprimentos de onda alternadamente às medidas de radiância da água. A radiância espectral da coluna de água em cada ponto foi obtida a partir da média de 4 integrações. Na medida do possível, tentou-se manter a mesma geometria de visada em todas as estações.

As amostras de água para análise em laboratório foram coletadas integrando a coluna d'água entre a superfície e a profundidade Secchi. Para a determinação de clorofila, as amostras de água foram filtradas após a coleta, ainda em campo, utilizando-se filtros de fibra de vidro Whatmann GF/C (com tamanho de poro que varia de 0,5 a 0,7µm) e uma bomba de vácuo, com pressão inferior a 0,3 atm. O volume filtrado variou entre 100 ml e 300 ml em função da concentração de fitoplâncton e de sedimentos na coluna d'água. Após a filtração, os filtros foram mantidos no escuro por meia hora sobre papéis de filtro para remoção do excesso de água e posteriormente acondicionados em frascos escuros contendo sílica-gel e mantidos a temperaturas de 0 °C até o momento da análise.

Os seguintes métodos foram utilizados para a determinação dos constituintes das amostras de água: Fósforo Total (Método Colorimétrico do Ácido Ascórbico), Nitrogênio Orgânico Total (Método Kjeldahl Hach), Carbono Orgânico Total (Método colorimétrico) e total de Clorofila a mais Feofitina (Método Espectrofotométrico). Detalhes destes métodos podem ser obtidos em American Public Health Association (1995).

Para determinação da concentração de sólidos totais suspensos utilizou-se a filtragem (Teixeira et al., 1965; Tundisi, 1969).

3.6.3 Dados Coletados

A Tabela 3.4 lista o número de amostras coletadas para cada variável em cada campanha de campo. Em cada ponto de coleta foram também registradas as seguintes informações: localização geográfica do ponto, temperatura do ar, hora de coleta, condições de iluminação, vento, tipo de ondas, cor da água, e em alguns pontos fotografou-se a água. Medidas e informações subjetivas como profundidade Secchi e cor da água, foram feitas sempre pelo mesmo observador.

TABELA 3.4 – Lista de variáveis e número de amostras em cada Campanhas.

	CAMPANHAS DE CAMPO			
	Vazante (Estado 4)	Baixa (Estado 2)	Enchente (Estado 3)	Cheia (Estado 1)
Período adequado	14/09 a 04/10	04/11 a 24/11	12/01 a 01/02	27/05 a 16/06
Período de execução	23/09 a 09/10/03	19/11 a 01/12/03	01/02 a 14/02/04	31/05 a 21/06/04
Medidas	In Situ			
Condutividade	208 pontos	202 pontos	221 pontos	256 pontos
Oxigênio Dissolvido				
Turbidez				
pH				
Profundidade Secchi				
Profundidade Total				
Temperatura da água				
Curva espectral				
Análises	Laboratório			
Clorofila	72 pontos	73 pontos	74 pontos	76 pontos
DOC				
DIC				
M. Total suspensão				
M. Inorg. Suspensão				
M. Org. suspensão				
Nitrogênio Total			29 pontos	32 pontos
Fósforo Total				
Análise de Ions	Anions			
Fluoreto (F)				31 pontos
Cloreto (Cl)				
Nitrato (N-NO ₂)				
Brometo (Br)				
Nitrito (N-NO ₃)				
Fosfato (P-PO ₄ ³⁻)				
Sulfato (S-SO ₄ ²⁻)				
Batimetria da planície				Toda área inundada
Equipe e Equipamento	1 Barco grande, 2 lanchas, 2 pilotos Lancha e 1 de barco, 3 pesquisadores, 1 técnico lab., cozinheira	1 Barco grande, 2 lanchas, 2 pilotos Lancha e 1 de barco, 3 pesquisadores, 1 técnico lab., cozinheira	1 Barco grande, 2 lanchas, 2 pilotos Lancha e 1 de barco, 3 pesquisadores, 1 técnico lab., cozinheira	1 Barco grande, 2 lanchas, 3 pilotos Lancha e 1 de barco, 3 pesquisadores, 1 técnico lab., cozinheira

- 1) As análises das variáveis: Clorofila a (mg. l^{-1}), Sólidos Totais em Suspensão (mg. l^{-1}), Material inorgânico em suspensão, Material orgânico em suspensão, nitrogênio e fósforo totais, e os anions: fluoreto(mg.l^{-1}), cloreto (mg.l^{-1}), nitrato(mg.l^{-1}), brometo(mg.l^{-1}), nitrito(mg.l^{-1}), fosfato(mg.l^{-1}), sulfato(mg.l^{-1}) foram realizadas pelo Instituto Internacional de Ecologia em São Carlos.
- 2) As análises de Carbono Orgânico Dissolvido (COD) e Carbono Inorgânico Dissolvido (DIC), em partes por milhão (ppm), foram realizadas pelo Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA), em Piracicaba.

CAPÍTULO 4

ANÁLISE ESPACIAL DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS OPTICAMENTE ATIVAS

4.1 Introdução

Neste Capítulo, apresenta-se como os dados limnológicos coletados em campo foram submetidos à análise variográfica com o objetivo de descrever a dinâmica espaço-temporal de variáveis limnológicas opticamente ativas e avaliar como as mesmas co-variavam no espaço, ao longo do ciclo hidrológico. O objetivo dessa análise foi avaliar a existência de padrões espaciais associados à dinâmica de circulação de água na planície de Curuai em resposta ao pulso de inundação. Todas as variáveis medidas em campo são espacialmente contínuas, ou seja, podem ser determinadas em qualquer posição dentro do sistema aquático. Entretanto, devido ao custo, foram amostradas de forma esparsa e pontual durante as campanhas de calibração para os dados de sensoriamento remoto.

Para que a amostragem fosse espacialmente representativa das massas de água presentes na planície, corpos homogêneos de água (Figura 3.5), de períodos do ciclo hidrológico coincidentes com cada campanha de campo, foram delimitados a partir do processamento de imagens TM/Landsat históricas, e esses resultados utilizados para orientar na definição da localização dos pontos de coleta conforme já apresentado no Capítulo 3.

A conversão destas observações pontuais e espacialmente irregulares, para uma representação matricial, fornece uma visão mais realista do comportamento espacial destas variáveis, facilitando a identificação de possíveis padrões espaciais. Além disto, facilita a comparação com outras variáveis que eventualmente já estejam no formato matricial, como por exemplo, as delimitações de massas homogêneas de água, obtidas através de classificações automáticas de imagens multiespectrais.

Entretanto, a qualidade de uma representação matricial obtida por interpolação, a partir de um conjunto de amostras irregulares, está diretamente relacionada com o número de amostras utilizadas. Um número maior de amostras, desde que bem distribuídas sobre a área de estudo, resulta numa descrição mais fiel do comportamento espacial da variável analisada. Em função disto, uma análise exploratória para identificar possíveis correlações entre as variáveis limnológicas medidas *in situ* (~220 pontos) e variáveis limnológicas opticamente ativas analisadas em laboratório (~70 pontos) foi realizada, com o objetivo de aumentar o número de pontos com valores das variáveis opticamente ativas.

Vários métodos para a geração de representações matriciais a partir de amostras irregulares, tais como, triangulação, média local, inverso da distância, e média móvel ponderada estão disponíveis nos sistemas de informações geográficas. Quando o número de amostras é abundante, a maioria das técnicas de interpolação, apresenta resultados bastante satisfatórios. Quando as observações são esparsas, entretanto, a escolha do método de interpolação pode ser crítica na produção de resultados confiáveis, devido às limitações na representação de sua variabilidade espacial proporcionada por aqueles métodos (Burrough, 1998).

Uma das causas destas limitações é que tais métodos não consideram questões como o domínio ou abrangência¹ espacial das amostras; ou seja, o peso ou importância de cada amostra, nestes métodos, é baseado somente na distância da amostra ao ponto que se quer estimar. Outra causa é não considerar a possibilidade de esta abrangência eventualmente ser anisotrópica, ou seja, de que a correlação espacial entre valores de uma determinada variável seja diferente em direções distintas (Isaaks e Srivastava, 1989).

Procedimentos geo-estatísticos que consideram a abrangência de cada amostra estão sendo utilizados com sucesso principalmente na área de mineralogia (Burrough,1998; Isaaks e Srivastava, 1989). Esses procedimentos, denominados de *modelagem espacial*,

¹ Abrangência exprime a distância em que uma determinada amostra influi na inferência de valores para as posições vizinhas

oferecem uma maneira de identificar, descrever e considerar, no momento da inferência de valores para posições não amostradas, a continuidade espacial que está presente em muitos fenômenos naturais. A *krigeagem* é um desses procedimentos (Bonham-Carter, 1994).

A diferença entre a *krigeagem* e outros métodos de interpolação é a maneira pela qual são atribuídos pesos às diferentes amostras. No caso de interpolação linear simples, por exemplo, os pesos são todos iguais a $1/N$ (N = número de amostras); na interpolação baseada no inverso do quadrado das distâncias, os pesos são definidos como o inverso do quadrado da distância que separa o valor interpolado dos valores observados. Na *krigeagem*, os pesos são determinados a partir de uma análise exploratória onde a estrutura de variação espacial da variável em estudo é modelada, de forma a refletir a abrangência das amostras, tanto em termos de distância quanto em termos de direção. Esta modelagem, denominada de análise estrutural ou modelagem do semivariograma pressupõe a existência de autocorrelação espacial entre os valores da variável em estudo (Isaaks e Srivastava, 1989).

Em função do exposto acima, este Capítulo apresenta inicialmente uma revisão dos principais conceitos e ferramentas estatísticas utilizadas em métodos exploratórios para a descrição de dados espaciais e aplicação da técnica de *krigeagem*. Com o objetivo de fornecer uma visão geral e conceitual desses métodos, restringiu-se ao máximo o formalismo matemático. Em seguida, a análise variográfica e a espacialização (conversão para a forma matricial) das variáveis pela técnica de *krigeagem* são apresentadas. Por fim os resultados são analisados.

4.2 Modelagem Espacial

O desenvolvimento de modelos do comportamento espacial de um fenômeno a partir de um conjunto de amostras permite que se façam inferências sobre valores em posições não amostradas. A maioria dos modelos ou métodos de inferência, disponíveis nos sistemas de informação geográfica não fornece uma estimativa direta da qualidade dos valores estimados em termos de sua variância em posições não amostradas (Burrough, 1998). Nesses modelos, classificados de modelos determinísticos, a única forma de se

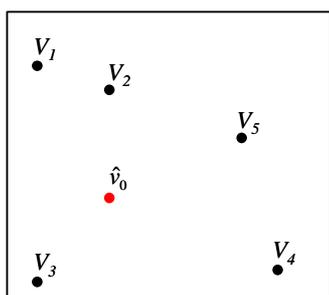
avaliar a qualidade da estimativa é através da comparação com amostras adicionais, que não foram utilizadas para a construção do modelo (Burrough, 1998). Isto evidentemente envolve um custo adicional para coletar mais amostras. Em função disto, a qualidade ou precisão destes modelos depende tanto do nível de conhecimento que se tem dos processos responsáveis pelo comportamento do fenômeno, quanto das possíveis interações entre estes processos. Além disto, esses modelos não fornecem informações que permitam avaliar a priori:

- Se os parâmetros (pesos) de ponderação utilizados são os mais adequados;
- Se o número de amostras é representativo para a inferência;
- Se o tamanho, a orientação e a forma da vizinhança são representativos para as inferências;
- Qual o erro (incerteza) associado a cada valor estimado.

O comportamento da maioria das variáveis ambientais é, contudo, afetado por interações complexas entre processos, interações essas, que não são suficientemente conhecidas para que o uso de um modelo determinístico resulte em inferências de boa qualidade.

Para tratar as limitações dos modelos determinísticos, Matheron (1971), desenvolveu modelos probabilísticos, os quais são baseados em funções aleatórias. Na abordagem probabilística, o valor a ser estimado para uma posição não amostrada é tratado como a realização de uma variável aleatória² e descrito matematicamente como uma combinação linear ponderada das amostras disponíveis, sendo que essas amostras são também consideradas realizações de variáveis aleatórias. Assim, para um conjunto de n amostras (Figura 4.1), o modelo probabilístico que permite inferir o valor em uma posição não-amostrada pode ser descrito pela Equação 4.1:

² Uma variável aleatória é uma variável ou função cujos valores são gerados aleatoriamente, mas de acordo com um mecanismo probabilístico (Isaaks e Srivastava, 1989).



$$\hat{v}_0 = \sum_{i=1}^n w_i \cdot v_i \quad (4.1)$$

FIGURA 4.1 – Ilustração de um conjunto de n amostras para estimar o valor \hat{v}_0 em uma certa localização.

Onde v_1, \dots, v_n são os valores das n amostras disponíveis, w_i é o peso associado a cada amostra v_i , e \hat{v} o valor a ser estimado. A Equação 4.1 é uma função aleatória estacionária³ formada por $n+1$ variáveis aleatórias, uma para cada posição amostrada e uma para a posição que se quer estimar. As seguintes premissas são consideradas: a lei de probabilidade⁴ é a mesma para todas as variáveis aleatórias em todas as posições; o valor esperado da variável é $E\{V\}$; e para que se tenha uma estimativa não tendenciosa, a soma dos pesos é igual a 1 ($\sum_{i=1}^n w_i = 1$). Estes modelos probabilísticos permitem que se expresse o erro residual, o valor médio e a variância do erro, dando assim uma idéia da qualidade dos resultados inferidos.

No entanto, a falta de conhecimento que se tem dos processos ambientais, devido à sua complexidade, faz com que o comportamento desses processos pareça aleatório, mas isto não significa, que sejam realmente aleatórios. Portanto, numa abordagem probabilística, considerar o valor de cada amostra disponível como a realização de uma variável aleatória viabiliza a construção de um modelo que descreva a qualidade da inferência a partir da variância do resíduo.

De uma maneira geral, o comportamento de fenômenos espaciais é resultado de uma mistura de efeitos de primeira e segunda ordem. Os efeitos de primeira ordem estão

³ Uma função aleatória é estacionária quando a lei de probabilidade não depende da localização, mas somente da separação entre as amostras, ou seja, todos os pares de variáveis aleatórias separadas por uma certa distância e numa mesma direção têm a mesma distribuição de probabilidade conjunta.

⁴ O conjunto de possíveis valores e suas correspondentes probabilidades é referenciado como lei de probabilidade de uma variável aleatória. (Isaaks e Srivastava, 1989)

relacionados com a variação no valor médio do processo no espaço, ou seja, é uma tendência global ou de larga escala. Já os efeitos de segunda ordem resultam da estrutura de correlação ou dependência espacial no fenômeno; em outras palavras é a tendência local dos valores do fenômeno de desviarem de sua média para seguirem os valores em torno de sua vizinhança, ou seja, são efeitos locais ou de pequena escala (Bailey, 1995).

Esta característica dos fenômenos espaciais faz com que suas variações sejam muito irregulares para serem modeladas por uma função matemática simples. Reconhecendo esta limitação das funções matemáticas simples, o geomatemático Georges Matheron e o engenheiro de mineração D. G. Krige, usando teoria de variável regionalizada (Matheron, 1971), desenvolveram modelos probabilísticos nos quais a variação do fenômeno espacial passou a ser tratada como uma superfície estocástica (Burrough, 1998).

A teoria de variável regionalizada pressupõe que a variação espacial ou temporal de uma variável, pode ser expressa pela soma de três componentes (Figura 4.2): a) um componente estrutural, associado a um valor médio constante ou a uma tendência constante (efeito de primeira ordem ou componente determinístico); b) um componente aleatório, espacialmente correlacionado (efeito de segunda ordem ou componente estocástico); e c) um ruído aleatório não correlacionado espacialmente ou erro residual. A variação em grande escala é modelada pelo aspecto determinístico, e a variação de pequena escala pelo processo estocástico.

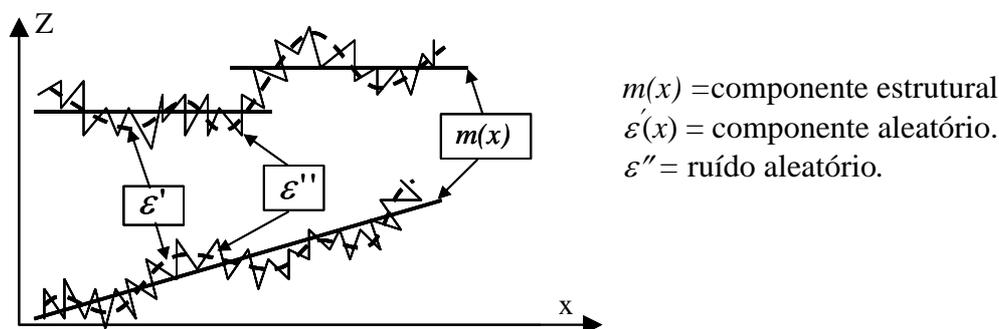


FIGURA 4.2 – Decomposição de uma variação espacial segundo a teoria de variáveis regionalizadas.

FONTE: Adaptada de Burrough (1998).

Considerando x uma posição no espaço, o valor da variável em estudo na posição x , segundo a teoria de variáveis regionalizadas, é dado pela função $Z(x)$:

$$Z(x) = m(x) + \varepsilon'(x) + \varepsilon'' \quad (4.2)$$

Onde: $m(x)$ é uma função determinística que descreve o componente estrutural (efeito de primeira ordem) de Z em x ; $\varepsilon'(x)$ é o componente aleatório, com variação local e espacialmente correlacionada com sua vizinhança; e ε'' é um ruído espacialmente independente, com distribuição normal com média zero e variância σ^2 .

A técnica de inferência por krigagem se concentra em modelar o componente $\varepsilon'(x)$, através de vários conceitos e ferramentas estatísticas que serão apresentados de forma sucinta a seguir.

4.3 Continuidade Espacial

A continuidade ou autocorrelação espacial é uma característica intrínseca ao dado espacial, e é caracterizada pela similaridade entre valores de uma variável em uma vizinhança. É uma informação importante a ser considerada tanto na inferência de valores em posições não amostradas quanto na determinação de padrões espaciais nos dados. Por exemplo, ao se desenhar sobre um mapa da área de estudo os valores amostrais de uma determinada variável medida em uma campanha de campo, percebe-se que estes valores não são aleatórios, mas que valores menores tendem a estar próximo de outros valores menores, e que valores altos tendem a estar próximo de valores altos. Esta continuidade espacial tende a estar presente na maioria dos dados ambientais, mas muitos dos métodos de inferência não fazem uso dessa informação, por não capturá-la a priori.

As ferramentas estatísticas tradicionais utilizadas para descrever e quantificar o relacionamento entre duas variáveis se aplicam também para analisar o relacionamento entre valores em posições distintas de uma mesma variável, ou seja, na análise da estrutura de continuidade espacial dessa variável. Por exemplo, tanto o diagrama de dispersão quanto as estatísticas dele extraídas para caracterizar a relação entre duas variáveis, podem ser utilizadas na análise da continuidade espacial de uma variável.

Para ilustrar este uso, considere que num sistema de coordenadas, a posição de uma amostra i pode ser representada por um vetor p_i (Figura 4.3-a) e a posição de uma amostra j pelo vetor p_j . A separação entre as duas amostras, pode então ser descrita pelo vetor diferença h_{ij} . O vetor h_{ij} representa tanto a magnitude (distância) quanto à direção de separação entre as amostras. Usando este conceito de vetor separação, um diagrama de dispersão, denominado de diagrama de dispersão-h (Figura 4.3-b) pode ser construído, mostrando a nuvem de pontos formada por todos os pares de amostras de uma variável, separados por uma certa distância e direção iguais à magnitude e direção do vetor \vec{h} . No diagrama, a coordenada x de um ponto corresponde ao valor da variável em uma determinada localização, e a coordenada y ao valor da mesma variável a uma distância igual a magnitude e direção do vetor \vec{h} . Na construção de diagrama, a magnitude e a direção do vetor são definidas pelo analista dos dados a partir de uma análise exploratória inicial.

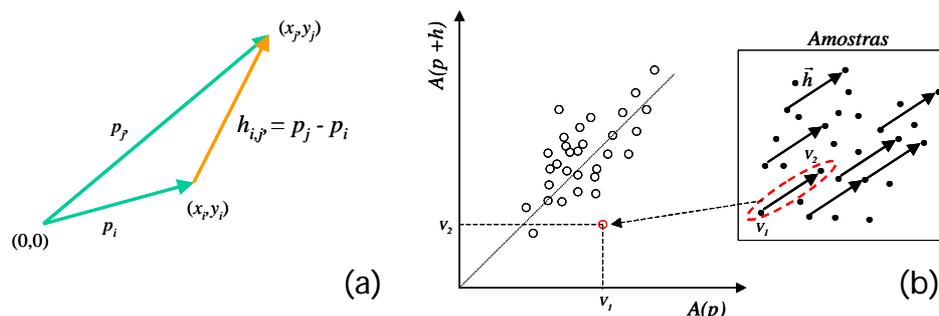


FIGURA 4.3 – (a) Representação vetorial da distância entre duas amostras. (b) Digrama de dispersão-h para uma distância e direção definidas por um vetor h .

Uma inspeção visual na forma da nuvem de pontos do diagrama de dispersão-h permite algumas inferências qualitativas sobre a continuidade espacial da variável em análise. Por exemplo, quanto mais agrupada a nuvem de pontos, maior a autocorrelação⁵ entre os valores da variável e conseqüentemente maior a continuidade espacial da variável, para a distância para o qual diagrama foi calculado. Um diagrama de dispersão-h com uma nuvem de pontos mais dispersa, indica menor continuidade espacial da variável. Normalmente o que se espera é que mantida uma direção, à medida que a distância entre

⁵ A correlação neste caso é referenciada por autocorrelação, por se tratar da comparação entre valores de uma mesma variável.

os pares de amostra aumente, a nuvem de pontos nos diagramas se disperse, caracterizando um decréscimo na continuidade com o aumento da separação entre as amostras. A Figura 4.4 ilustra o aumento na dispersão da nuvem de pontos em diagramas de dispersão-h com o aumento da separação entre os pares de amostras. No diagrama-h da Figura 4.4-a, todos os pares de amostras separados por uma distância h são considerados. Na Figura 4.4-b, para o mesmo conjunto de amostras, são considerados todos os pares separados pelo dobro da distância h . Finalmente, a Figura 4.4-c apresenta o diagrama para pares de amostras separadas por uma distância de $3h$. Nota-se que a autocorrelação entre os valores diminui, caracterizada pela maior dispersão na nuvem de pares de pontos, com uma maior separação entre as amostras.

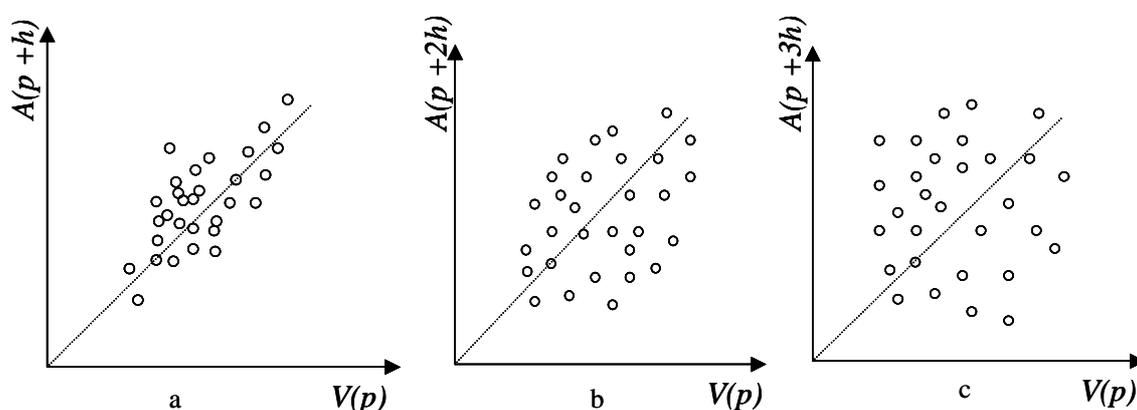


FIGURA 4.4 – Diagramas de dispersão h para três distâncias de separação entre pares de amostras. (a) distância de separação igual a h . (b) distância de separação igual a $2h$. (c) distância de separação igual a $3h$.

4.3.1 Medidas de Continuidade Espacial

Informações quantitativas sobre a continuidade espacial, observada em diagrama de dispersão-h, podem ser determinadas através de estatísticas como o coeficiente de autocorrelação, a autocovariância, ou o momento de inércia ($\gamma(h)$). Esses índices estatísticos dão uma visão quantitativa da continuidade espacial da variável, mas somente para a distância e direção para qual o diagrama foi construído. Entretanto, enquanto o coeficiente de autocorrelação, e a autocovariância são medidas de similaridade, o momento de inércia é uma medida de dissimilaridade (Goovaerts, 1997).

Em função disto, a interpretação da continuidade espacial a partir desses índices deve ser feita à luz deste conceito, ou seja, de que um valor maior de autocorrelação ou autocovariância indica maior continuidade espacial, enquanto um valor maior de momento de inércia indica menor continuidade espacial.

O momento de inércia da nuvem de pontos em um diagrama de dispersão-h é definido em relação ao primeiro bissetor (linha $y=x$) (Figura 4.5). Essa linha forma um ângulo de 45° em relação ao eixo x das abscissas, e é o lugar geométrico, no diagrama de dispersão-h, onde estão todos os pares de amostras distantes h entre si e com os valores iguais para variável em análise. Para um único par de amostras " $p_i(x_i, y_i)$ ", a distância (d_i) entre o ponto p_i e a linha $x=y$, tomada na perpendicular, é ilustrada na Figura 4.5. A partir do teorema de Pitágoras⁶, chega-se que d_i^2 é igual:

$$d_i^2 = \frac{1}{2}(x_i - y_i)^2 \quad (4.3)$$

Ou seja, d_i^2 é o momento de inércia para o par de pontos. Para a nuvem de pontos, o momento de inércia é definido como o valor médio do quadrado das distâncias ortogonais em relação ao primeiro bissetor, ou seja:

$$\text{momento de inércia} = \gamma(h) = \frac{1}{2n} \sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2 \quad (4.4)$$

Onde n é o número de pares de amostras que está separado por uma distância h.

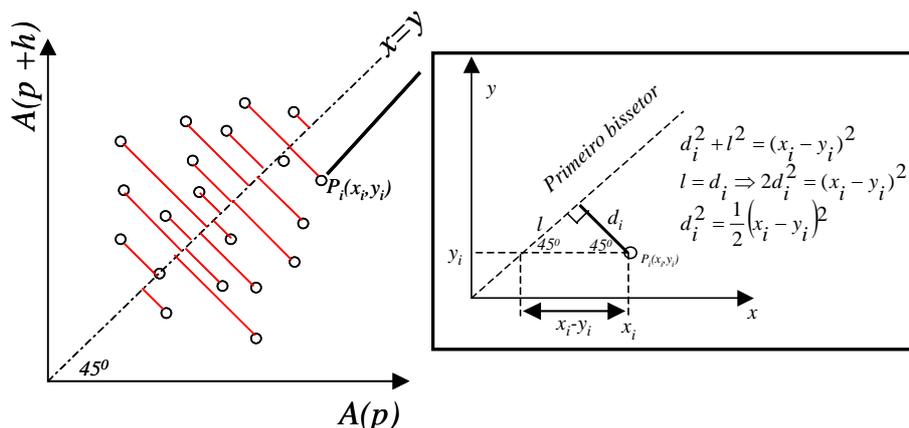


FIGURA 4.5 – Interpretação do valor do semivariograma como o momento de inércia da nuvem de pontos.

FONTE: Isaaks e Srivastava (1989).

⁶ d_i é um dos lados de um triângulo retângulo e isósceles, e $(x_i - y_i)$ a hipotenusa.

4.3.2 Funções Descritoras de Continuidade Espacial

Como o que normalmente se deseja é descrever a variação da continuidade espacial com o aumento da separação entre os pares de amostras, faz-se necessário determinar o diagrama de dispersão-h para diferentes intervalos de separações (lags). A abordagem normalmente adotada é determinar um intervalo⁷ mínimo de separação entre pares de amostras (vetor h ($|h|$)- Figura 4.3-a), e gerar diagramas para o intervalo mínimo e para intervalos de múltiplos desse mínimo. As relações entre as estatísticas de cada um desses diagramas de dispersão e o módulo do vetor h ($|h|$) são bons indicadores da variação da continuidade espacial com o aumento da distância entre amostras. A Figura 4.6 ilustra estas relações para os coeficientes de autocorrelação e de autocovariância e para o momento de inércia para uma situação onde a distância varia, mas a direção se mantém constante. Note que para cada distância múltipla de h , um diagrama de dispersão é estimado, e a partir desses diagramas são determinados os valores da autocorrelação, da autocovariância e do momento de inércia. As relações entre os coeficientes de autocorrelação e de autocovariância e o vetor h são denominadas de função de autocorrelação e função de autocovariância respectivamente, e a relação entre os momentos de inércia ($\gamma(h)$) e os lags h é tradicionalmente chamado de semivariograma (Isaaks e Srivastava, 1989).

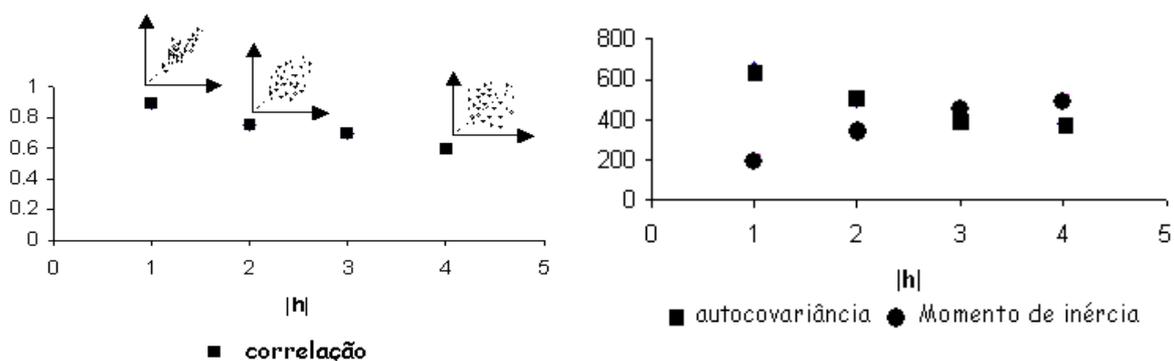


FIGURA 4.6 – Funções estatísticas que permitem descrever a continuidade espacial de um conjunto de amostras.

⁷ Este intervalo mínimo, normalmente referenciado como lag, é a menor distância de separação entre amostras que resulta em uma estrutura espacial clara para a variável em estudo. Este intervalo é determinado por tentativa, num procedimento inicial denominado de análise exploratória.

Como é esperado, na medida em que a distância aumenta, os coeficiente de autocorrelação e de autocovariância, que são medidas de similaridade, decrescem, enquanto o momento de inércia, que é uma medida de dissimilaridade, cresce com o aumento da separação entre as amostras, devido à dispersão ou afastamento dos pontos em relação à reta de 45°.

A construção de uma série de diagramas de dispersão-h, como os apresentados na Figura 4.6 , com o objetivo de identificar a estrutura espacial da variável de estudo, é um processo experimental que passa inicialmente pela determinação do lag (\vec{h}). Determinar o lag, é determinar a magnitude e direção adequadas para o vetor \vec{h} . Segundo Isaaks e Srivastava (1989), uma tentativa inicial para a magnitude de \vec{h} , pode ser o espaçamento médio do conjunto de amostras. Entretanto encontrar um número representativo de pares com separação exatamente iguais à magnitude e direção de vetor \vec{h} , a partir um conjunto amostras, é difícil. Na prática, para que o número de pares seja representativo, considera-se uma tolerância tanto na magnitude [$h \pm \Delta h$] quanto na direção [$\theta \pm \Delta\theta$] do vetor \vec{h} , criando-se assim classes de distância e de direção (Goovaerts, 1997). O valor prático sugerido inicialmente para a tolerância é de até 1/2 lag para a magnitude. Para a tolerância angular (Isaaks e Srivastava,1989), sugere-se o teste de vários valores e o uso do menor que ainda preserve um número significativo de pares. A Figura 4.7 ilustra esses aspectos.

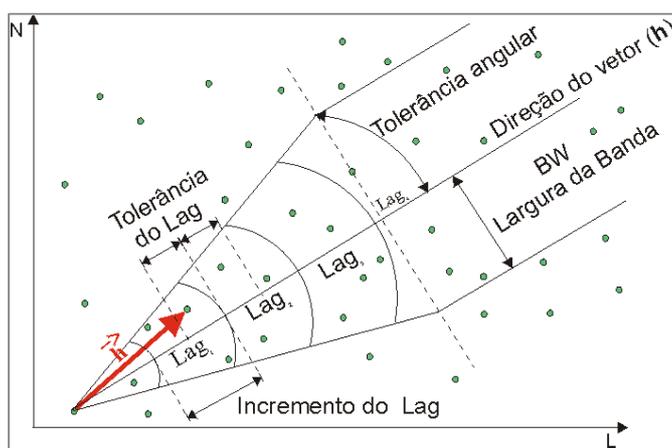


FIGURA 4.7 – Exemplo de tolerância usada na determinação do digrama de dispersão-h.

FONTE: Camargo (1997)

4.3.2.1 Semivariograma

Das três funções apresentadas anteriormente, nota-se na literatura consultada (Isaaks e Srivastava 1989; Burrough, 1998; Bailey 1995) que a de uso mais comum⁸ para modelar a estrutura de continuidade espacial é a que utiliza o momento de inércia, ou seja, o semivariograma. Os principais parâmetros de semivariograma, que são utilizados em análises variográficas, podem ser observados na Figura 4.8.

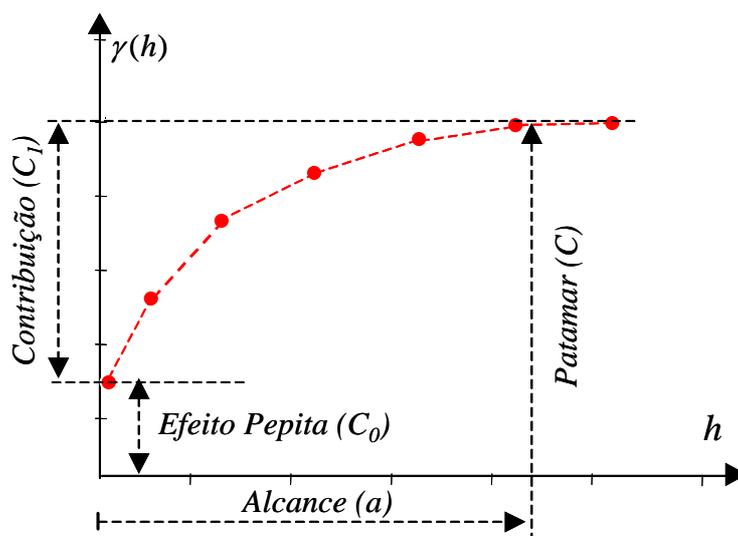


FIGURA 4.8 – Exemplo de semivariograma experimental.

- *Alcance (a)*: informa a distância dentro da qual as amostras apresentam-se correlacionadas espacialmente (abrangência). Para distâncias maiores que (a), considera-se que não existe mais dependência espacial entre as amostras.
- *Patamar (C)*: é o valor de $\gamma(h)$ correspondente ao alcance (a).
- *Efeito Pepita (C0)*: idealmente, $\gamma(0)=0$. Entretanto, na prática, à medida que h tende para 0 (zero), $\gamma(h)$ se aproxima de um valor positivo chamado *Efeito Pepita (C0)*, que revela a descontinuidade do semivariograma para distâncias menores do que a menor distância entre as amostras. Parte desta descontinuidade pode ser também devida a erros de medição (Isaaks e

⁸ Não se encontrou uma declaração explícita da opção pelo semivariograma, mas a princípio esta opção pode estar relacionada com o fato da maior facilidade de ajuste do semivariograma para uma função matemática do tipo gaussiana, esférica ou exponencial.

Srivastava, 1989), mas é impossível quantificar se a maior contribuição provém dos erros de medição ou da variabilidade de pequena escala não captada pela amostragem.

- *Contribuição (C1): é um parâmetro do modelo de ajuste, cujo valor é a diferença entre o patamar (C) e o Efeito Pepita (Co).*

4.3.2.1.1 Semivariograma Experimental: Análise exploratória e Estrutural

A análise exploratória dos dados é uma etapa de fundamental importância e obrigatória dentro de qualquer estudo geoestatístico (Camargo, 1997). É uma etapa que permite averiguar as propriedades estatísticas e matemáticas do conjunto de dados (Burrough et al., 1998) e identificar alguns problemas, tais como escassez ou excesso de observações em determinada região, ou a ocorrência de valores atípicos (outliers). Para isto, estatísticas descritivas, tais como média, desvio padrão, variância, coeficiente de assimetria, e normalidade dos dados são avaliadas.

A análise estrutural ou de continuidade espacial de uma variável a partir de um conjunto de amostras inicia-se tipicamente pelo cálculo de um semivariograma omnidirecional, condição na qual, a tolerância angular ilustrada na Figura 4.7 , é suficientemente grande para que todas as direções sejam consideradas.

Enquanto um semivariograma direcional descreve o comportamento espacial de uma variável em uma determinada direção, no semivariograma omnidirecional todas as direções são combinadas num único semivariograma. Esta opção por iniciar a análise estrutural pelo cálculo do semivariograma omnidirecional não significa que se esteja acreditando na isotropia espacial da variável, ou seja, que a continuidade espacial seja a mesma em todas as direções. É somente um ponto de partida com o objetivo é estabelecer parâmetros iniciais para a determinação dos semivariogramas direcionais (Isaaks e Srivastava, 1989). Desde que a direção não é restritiva no caso omnidirecional, a análise pode se concentrar na determinação da magnitude de um vetor h (lag) que produza uma estrutura espacial bem definida. Após algumas tentativas no cálculo do variograma omnidirecional, pode-se chegar a valores apropriados para a magnitude e a

tolerância do vetor $|h|$, a serem utilizados no cálculo dos semivariogramas direcionais. Segundo Isaaks e Srivastava (1989), como o semivariograma omnidirecional considera todas as direções, ele contém mais pares de amostras do que qualquer semivariograma direcional e com isto, é mais provável que ele mostre mais claramente estruturas interpretáveis. Valores atípicos (outliers) podem ser identificados e removidos nesta etapa. Isaaks e Srivastava (1989) concluíram que se um semivariograma omnidirecional não apresentar uma estrutura espacial identificável, não se deve esperar sucesso na análise por semivariograma direcional, dado que os mesmos são mais restritivos.

A Figura 4.9 apresenta um semivariograma omnidirecional experimental obtido a partir de um conjunto de amostras onde os momentos de inércia foram estimados para até 8 lags h .

A análise do semivariograma experimental proporciona uma idéia inicial de como se comporta espacialmente a variável em estudo, dando inclusive informação sobre a abrangência de suas amostras. Por exemplo, para um conjunto de amostras que resulte num semivariograma similar ao da Figura 4.9, a abrangência “a” das amostras seria de aproximadamente 5,5 vezes o lag usado no cálculo do semivariograma.

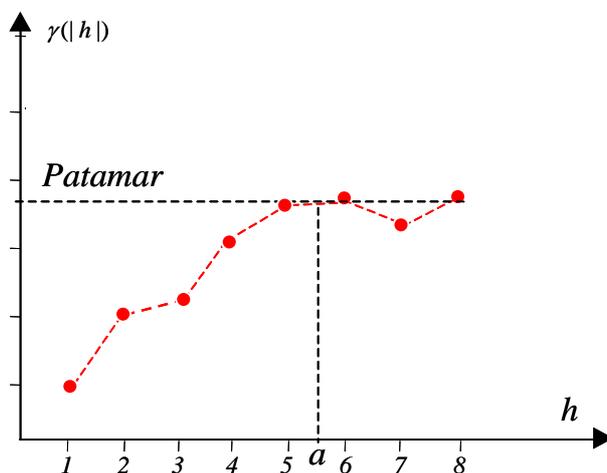


FIGURA 4.9 – Semivariograma omnidirecional de um conjunto de amostras de uma variável.

O ajuste do semivariograma experimental a uma função matemática, resulta em um modelo matemático que viabiliza as inferências de valores em localizações não amostradas.

4.3.2.1.2 Semivariograma: Modelos Matemáticos para Ajuste

Os modelos ou funções matemáticas mais utilizadas para o ajuste de variogramas são: modelo esférico (Sph), modelo exponencial (Exp) e modelo gaussiano (Gau). As formas destes modelos estão apresentadas na Figura 4.10 .

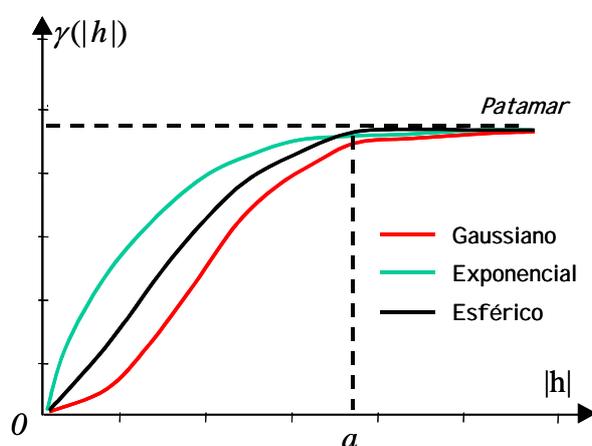


FIGURA 4.10 – Representação gráfica dos modelos teóricos utilizados no ajuste de semivariogramas experimentais.

FONTE: Adaptada de Isaaks e Srivastava (1989).

O modelo esférico tem forma linear próxima à origem, ou seja, para pequenas distâncias de separação, passando a ter uma curvatura para distâncias maiores e finalmente atingindo um valor constante a partir do alcance. O modelo exponencial também é linear próximo da origem, porém com um ângulo de inclinação maior, sua curvatura é mais acentuada e começa mais próximo da origem e atingindo assintoticamente o patamar. O modelo gaussiano também atinge assintoticamente o patamar, mas o que melhor caracteriza o modelo gaussiano é sua forma parabólica próxima à origem. As equações básicas que expressam estes modelos somente a partir dos parâmetros alcance (a) e do lag, que podem ser extraídos dos semivariogramas são:

$$\gamma(h) = \begin{cases} 1.5(h/a) - 0.5(h/a)^3 & |h| \leq a \\ 1 & |h| > a \end{cases} \quad \text{Modelo esférico} \quad (4.5)$$

$$\gamma(h) = \begin{cases} 1 - \exp(-3h/a) & |h| \leq a \\ 1 & |h| > a \end{cases} \quad \text{Modelo exponencial} \quad (4.6)$$

$$\gamma(h) = \begin{cases} 1 - \exp(-3h^2/a^2) & |h| \leq a \\ 1 & |h| > a \end{cases} \quad \text{Modelo gaussiano} \quad (4.7)$$

A escolha entre um dos três modelos básicos, para ajuste do semivariograma experimental, dependerá da forma ("comportamento") do semivariograma próximo à origem. Se o fenômeno básico (variável) em estudo é bastante contínuo, o semivariograma experimental provavelmente apresentará uma forma parabólica próxima à origem; nestes casos, o modelo gaussiano é o que melhor se ajusta. Por outro lado, se o semivariograma tem uma forma linear próxima à origem, a opção deverá ser pelo modelo esférico ou exponencial. Uma maneira prática de escolha entre os dois modelos é traçar uma tangente na parte inicial do semivariograma, e verificar o ponto de intercepção do patamar. Se a linha interceptar o patamar em um quinto (1/5) do alcance, então um modelo exponencial provavelmente se ajustará melhor do que o esférico (Isaaks e Srivastava, 1989). Se a linha tangente interceptar o patamar em torno de dois terços (2/3) do alcance, então o modelo esférico provavelmente se ajustará melhor (Figura 4.11).

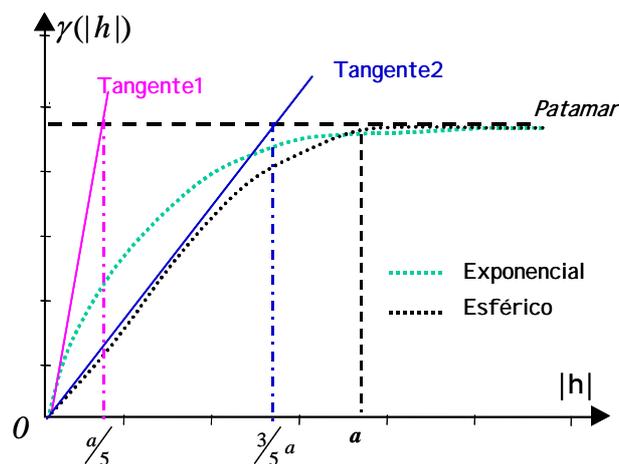


FIGURA 4.11 – Maneira prática de optar entre modelo esférico ou exponencial.

Nem sempre é possível conseguir um bom ajuste do semivariograma experimental a partir de um único modelo. Normalmente o que se faz para obter um bom ajuste é uma

combinação linear dos modelos básicos anteriormente descritos, tal que cada região do semivariograma seja ajustada por um tipo de modelo.

4.3.2.1.3 Semivariogramas Direcionais: Análise Anisotrópica

Outra constatação resultante da análise experimental é que em muitos conjuntos de dados amostrais os valores em uma determinada direção são mais contínuos do que em outras, ou seja, a correlação entre os valores nessa direção é maior. Esta anisotropia pode ser constatada, por exemplo, observando semivariogramas obtidos para direções distintas, d_1 e d_2 , conforme ilustrado na Figura 4.12. Observa-se que para a direção d_2 o alcance (a_2) ou distância de abrangência das amostras é menor, indicando que nessa direção a continuidade espacial é menor. Já na direção d_1 o alcance (a_1) é maior, indicando maior correlação e conseqüentemente maior continuidade nessa direção. A anisotropia é um importante elemento a ser considerado na análise da estrutura espacial de um conjunto de dados. A determinação dos parâmetros (ângulo e fator) desta anisotropia pode ser feita ajustando uma elipse sobre um variograma de superfície⁹, de tal forma que o raio maior da elipse coincida com a direção de máxima continuidade (direção de maior alcance) e o raio menor com a direção de mínima continuidade (direção de menor alcance), conforme apresentado na Figura 4.12-b.

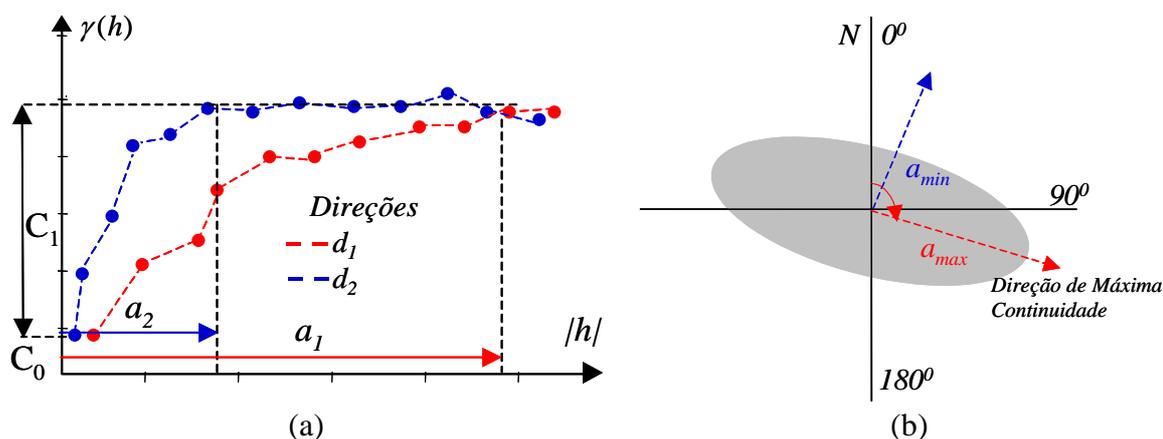


FIGURA 4.12 – (a) Representação gráfica de anisotropia. (b) Representação gráfica da anisotropia através de um semivariograma de superfície.

⁹ Semivariograma de superfície é um gráfico, 2D, que fornece uma visão geral da variabilidade espacial do fenômeno em estudo. Também conhecido como Mapa de variograma.

Por convenção, o ângulo de anisotropia é dado pelo ângulo formado entre a direção norte e o raio maior da elipse, medido no sentido horário. O fator de anisotropia é definido como a razão entre o alcance na direção de menor continuidade (a_2) e o alcance na direção de maior continuidade (a_1), sendo, portanto sempre menor que a unidade. Detectada e modelada a anisotropia através de semivariogramas experimentais para as direções de maior e menor variabilidade espacial do fenômeno em estudo, o passo seguinte é ajustar esses semivariogramas a modelos matemáticos adequados, como os apresentados anteriormente.

4.3.2.1.4 Semivariograma Combinado e Validação

O passo final do procedimento de modelagem da estrutura espacial de um conjunto de dados, para o qual se identificou anisotropia e se determinou os semivariogramas direcionais, é a combinação desses dois modelos direcionais num único modelo consistente para todas as direções. Este método de combinação de semivariogramas de estruturas direcionais em uma única estrutura é apresentado de forma detalhada por Isaaks e Srivastava (1989, p. 377-386).

A validação do modelo desenvolvido é feita normalmente através de um procedimento denominado de validação cruzada, que consiste em retirar uma amostra de cada vez do conjunto de amostras disponíveis, estimar o valor da amostra retirada a partir do modelo desenvolvido, utilizando as demais amostras. Este procedimento se repete sobre todo o conjunto de amostras que foram utilizadas no desenvolvimento do modelo. O valor estimado pelo modelo, para a posição cada amostra pode então ser confrontado com o valor real medido e o erro do modelo em cada posição pode então ser conhecido.

4.4 Técnicas de Krigeagem

A técnica de krigeagem parte do princípio de que sendo possível decompor a variação de uma variável espacial em componentes tal que uma delas contenha informação sobre sua continuidade espacial (Equação 5.2), então esta informação deve ser incorporada ao processo de interpolação, de forma a refinar as inferências.

Encontram-se na literatura várias técnicas de krigagem: krigagem simples, krigagem ordinária, krigagem universal entre outras. O que diferencia a krigagem simples da krigagem ordinária é a etapa de análise exploratória e estrutural. A krigagem simples identifica de forma explícita o componente de primeira ordem (determinístico) da variação, subtrai este componente do dado original e realiza a análise de estrutura espacial sobre os resíduos $\varepsilon'(x)$ (dados originais menos o componente determinística). Na krigagem ordinária o efeito de primeira ordem não é isolado, ele é estimado de forma implícita no processo de predição.

Como o objetivo desse estudo é identificar padrões espaço/temporais das variáveis limnológicas opticamente ativas presentes nas massas de água da planície de Curuai, optou-se por utilizar a krigagem ordinária, que é uma generalização direta e um aprimoramento da krigagem simples. Além disto, em termos práticos, a krigagem ordinária é mais fácil de ser aplicada (Bailey, 1995).

Para dar uma visão geral de como a técnica de krigagem ordinária é aplicada na análise e na interpolação de dados com atributos espaciais, descreve-se a seguir uma síntese do desenvolvimento do que é denominado sistema de Equação de krigagem ordinária.

4.4.1 Krigagem Ordinária

A técnica de krigagem ordinária é freqüentemente associada ao acrônimo B.L.U.E. “best linear unbiased estimator”. É linear porque o valor estimado é obtido por uma combinação linear ponderada das amostras disponíveis (Equação 4.1); é não tendenciosa porque assume como premissa inicial à obtenção de um resíduo médio igual a zero; e é a melhor porque minimiza a variância do resíduo. Estes objetivos teóricos da krigagem ordinária são ambiciosos, e na prática, inatingíveis visto que o resíduo médio populacional e a variância desse resíduo são sempre desconhecidos e, portanto não se pode garantir que o resíduo médio seja exatamente zero, nem se pode minimizar a variância do erro (Isaaks e Srivastava, 1989).

A solução proposta pela krigeagem ordinária é a de construir um modelo para a variável em análise a partir do conjunto de amostras disponíveis, e trabalhar sobre o erro residual e a variância desse erro. Para poder tratar suas premissas iniciais (resíduo médio igual a zero e variância mínima), a krigeagem ordinária utiliza modelos probabilísticos similares ao da Equação 4.1, pois, conforme mencionado anteriormente, esses modelos permitem expressar as premissas iniciais da krigeagem ordinária.

Isaaks e Srivastava (1989) partindo de um modelo probabilístico similar ao da Equação 4.1, desenvolveram um sistema de equações, denominado *sistema de krigeagem ordinária*, que garante a adesão às suas premissas. No desenvolvimento desse sistema de equações, o resíduo do modelo é tratado como uma função aleatória estacionária, e para que esta função seja não tendenciosa pressupõe-se que o seu valor, ou seja, o resíduo esperado seja igual a zero. A consequência desta suposição é que a somatória dos pesos das amostras no modelo probabilístico deve ser igual a 1.

Para satisfazer a segunda premissa (variância mínima de resíduo), Isaaks e Srivastava (1989) expressam a variância do resíduo (σ_R^2) em função das autocovariâncias (\tilde{C}_{ij}) entre as amostras e dos pesos (W_i) atribuídos a cada amostra. Ou seja:

$$\sigma_R^2 = F(\tilde{C}_{ij}, W_{1\dots n}) \quad (4.8)$$

onde \tilde{C}_{ij} é a autocovariância entre a amostra i e a amostra j , e $W_{1\dots n}$ são os pesos das amostras.

Como as autocovariâncias são constantes¹⁰, a Equação 4.8 na verdade é uma Equação de n variáveis, onde as variáveis são os n pesos que serão atribuídos a cada uma das n amostras. A teoria de máximos e mínimos demonstra que a minimização¹¹ de uma função de n variáveis é obtida igualando a zero as primeiras derivadas parciais em relação a cada variável, no caso, em relação a cada peso. O resultado dessa derivação é

¹⁰ As autocovariâncias são constantes porque são calculadas a partir de um conjunto de amostras cujos valores já foram medidos e, portanto não vão mudar.

¹¹ Determinação do ponto de inflexão que corresponde ao valor mínimo da função.

um conjunto de n equações, pois cada derivada parcial gera uma Equação, conforme ilustrado abaixo¹²:

$$\begin{aligned} \frac{\partial(\sigma_R^2)}{\partial w_1} &= \frac{\partial\left(F(\tilde{C}_{ij}, W_{1\dots n})\right)}{\partial w_1} = 0 \\ &\vdots \\ \frac{\partial(\sigma_R^2)}{\partial w_{n-i}} &= \frac{\partial\left(F(\tilde{C}_{ij}, W_{1\dots n})\right)}{\partial w_{n-i}} = 0 \\ &\vdots \\ \frac{\partial(\sigma_R^2)}{\partial w_n} &= \frac{\partial\left(F(\tilde{C}_{ij}, W_{1\dots n})\right)}{\partial w_n} = 0 \end{aligned} \quad (4.9)$$

onde:

$\frac{\partial(\sigma_R^2)}{\partial w_1}$ é a derivada da variância σ_R^2 em relação ao peso w_1 da amostra 1;

$\frac{\partial(\sigma_R^2)}{\partial w_{n-i}}$ é a derivada da variância σ_R^2 em relação ao peso w_{n-i} da amostra $n-i$;

$\frac{\partial(\sigma_R^2)}{\partial w_n}$ é a derivada da variância σ_R^2 em relação ao peso w_n da amostra n ;

Um sistema de n equações como o da (4.9) pode ter mais de uma solução, mas a solução a ser encontrada deve ainda satisfazer a premissa de que a soma dos pesos deve ser igual a 1. A forma matricial desse sistema de equações, denominado de *sistema de krigagem ordinária*, é mostrada na Equação 4.10.

$$C \quad * \quad W \quad = \quad D$$

¹² A Equação 4.8 e a descrição sobre sua minimização, passando pela Equação 4.9, para encontrar um conjunto de pesos que dê resíduo mínimo, é somente uma descrição conceitual. A demonstração completa com todo o formalismo matemático encontra-se em Isaaks e Srivastava (1989), paginas 286 a 290.

$$\underbrace{\begin{bmatrix} \tilde{c}_{11} & \dots & \tilde{c}_{1n} & 1 \\ \vdots & \ddots & \vdots & \vdots \\ \tilde{c}_{n1} & \dots & \tilde{c}_{nn} & 1 \\ 1 & \dots & 1 & 0 \end{bmatrix}}_{(n+1) \times (n+1)} * \underbrace{\begin{bmatrix} w_1 \\ \vdots \\ w_n \\ \mu \end{bmatrix}}_{(n+1) \times 1} = \underbrace{\begin{bmatrix} \tilde{c}_{10} \\ \vdots \\ \tilde{c}_{n0} \\ 1 \end{bmatrix}}_{(n+1) \times 1} \quad (4.10)$$

Onde C é a matriz de covariância entre todos os pares de amostras, W é a matriz com os pesos a serem atribuídos a cada amostra para que as premissas iniciais sejam satisfeitas, D é a matriz de covariância entre cada amostra e o ponto a ser estimado, μ é denominado parâmetro de lagrange. Este parâmetro foi introduzido porque se utilizou a técnica de parâmetros de lagrange para a resolver o sistema de equações (4.9). Maiores detalhes podem ser encontrados em Isaaks e Srivastava (1989).

Isolando-se a matriz de pesos na Equação 4.10 tem-se:

$$W = C^{-1} * D \quad (4.11)$$

Da Equação 4.11 tem-se que: uma matriz (W) com os pesos a serem atribuídos a cada amostra, e que satisfaça as premissas da krigeagem ordinária, é obtida multiplicando o inverso da matriz de covariância (C^{-1}) entre todos os pares de amostras pelo matriz de covariância (D) entre cada amostra e o ponto a ser estimado.

Para se ter uma visão geral de todo o procedimento de aplicação da krigeagem ordinária sobre um conjunto de amostras para inferências, deve-se adotar os seguintes procedimentos:

- 1) Análise exploratória sobre o conjunto de amostras, com o objetivo de determinar a estrutura de continuidade espacial presente nos dados. Para isto utilizam-se várias ferramentas estatísticas, entre elas o diagrama de dispersão-h e o semivariograma experimental.
- 2) Determinação do tipo de continuidade existente (isotrópica ou anisotrópica) a partir dos semivariogramas experimentais. No caso de anisotrópica,

determinam-se a direção de anisotropia e os semivariogramas para as direções de máxima e mínima continuidade.

- 3) Ajuste dos semivariogramas experimentais a um modelo matemático, sendo os mais comuns, os modelos esférico, exponencial e o gaussiano. O modelo ajustado pode ser de um único tipo ou a combinação de mais de um modelo.
- 4) Determinação da matriz C que contém as autocovariâncias entre todos os pares de amostras, a partir do modelo ajustado como descritor da estrutura espacial presente nas amostras. Como cada posição amostral é tratada como uma variável aleatória, cada elemento da matriz C é a autocovariância entre pares de variáveis aleatórias separadas por uma certa distância h ($\tilde{C}_v(h)$). Determina-se também a matriz D , que contém as autocovariâncias entre cada uma das amostras e o ponto a ser estimado.
- 5) Determinação do peso de cada amostra a partir da Equação 4.11.
- 6) Estimativa do valor da posição amostrada utilizando os pesos em uma Equação similar a Equação 4.1.
- 7) Toda a seqüência se repete para cada novo ponto.

Os valores de autocovariância (na matriz D) entre as amostras e o ponto que está sendo estimado decrescem quando a distância entre elas aumenta, à semelhança do que ocorre no método de interpolação pelo inverso da distância, onde o peso das amostras também decresce com o aumento da distância em relação ao ponto estimado. Mas enquanto no método pelo inverso da distância, esta distância é geométrica, na krigeagem ordinária a distância é estatística.

A multiplicação de D por C^{-1} garante que a soma dos pesos seja igual a 1, premissa inicial para que o resíduo médio seja zero. A matriz C registra através das autocovariâncias, todas as distâncias entre todos os pares de amostras, permitindo que o sistema de krigeagem ordinária (Equação 4.10) tenha informação de possíveis agrupamentos de amostras no conjunto de dado. Por exemplo, se duas amostras estão

muito próximas uma da outra, isto é registrado pela alta correlação naquela posição da matriz C; por outro lado se duas amostras estão distantes, isto também é registrado por um valor pequeno na matriz C. Com isto, a multiplicação de D por C^{-1} ajusta o peso da distância estatística para possíveis redundâncias de amostras.

O resultado da multiplicação de D por C^{-1} é de que o peso de amostras que estão agrupadas é redistribuído para amostras que estão mais distantes da posição a ser estimada, mas que não fazem parte de agrupamentos.

Uma característica importante do método de krigagem ordinária, é que ele é considerado um interpolador exato no sentido de que o valor retornado pelo modelo na localização das amostras coincide exatamente com o valor observado. Esta característica não acontece nos modelos determinísticos.

Apresenta-se a seguir, a análise exploratória, estrutural e os resultados da aplicação de krigagem ordinária, sobre os dados coletados na planície de Curuai.

4.5 Processamento e Análise dos Dados Limnicos

Embora se tenha medido um grande número de variáveis durante as missões de campo, nesta etapa foram analisadas apenas as de maior relevância para a identificação dos tipos de água, e que, portanto servem de indicador da circulação da água entre o rio Amazonas e a planície. Das variáveis coletadas, selecionaram-se, portanto o pH, Turbidez, o Total de Sólidos em suspensão (TSS), a Clorofila (CLO) e o Carbono Orgânico Dissolvido (COD).

O pH é uma variável chave uma vez que os tipos de águas amazônicas estão relacionados com o pH (Sioli, 1984). As águas brancas possuem pH neutro (6,2-7,2), as pretas pH baixo (3,8-4,9), e as claras têm pH que varia entre os extremos das águas brancas e pretas (4,5-7,8). O total de sólidos em suspensão (TSS) traz a “assinatura“ da entrada do fluxo do rio Amazonas na planície, e são passíveis de serem monitoradas via sensoriamento remoto (Curran e Novo, 1988; Novo et al., 1989a; Goodin et al., 1993), porque as partículas inorgânicas presentes no TSS são opticamente ativo. Funcionam,

portanto, como um marcador natural para o estudo da dinâmica espacial (Mobley, 1994) das massas de água. A concentração de clorofila, além de um indicador da produtividade primária dos lagos, é também (Kirk, 1994) um componente opticamente ativo, ou seja, é passível de detecção por sensores remotos (Novo et al., 1993; Rundquist et al., 1996; Allee e Johnson, 1999).

A turbidez foi incluída na fase inicial desta análise por se constituir num indicador altamente significativo da concentração de TSS. O TSS, cuja quantificação é de alto custo, foi estimado em média em 70 pontos, enquanto a turbidez, cuja obtenção é de baixo custo, foi medida nos mesmos pontos de TSS e em pontos intermediários. Como será visto na próxima Seção, uma análise de correlação entre TSS e turbidez, permitiu aumentar a representatividade espacial de TSS ao longo da planície, através da estimativa do seu valor em pontos incompletos¹³, onde se tinha medidas de turbidez, mas não se tinha medidas de TSS. O COD foi incluído por ser um identificador da concentração de matéria orgânica dissolvida nos corpos de água. A matéria orgânica dissolvida é um componente opticamente ativo cuja concentração é um dos principais parâmetros para a discriminação entre águas claras e pretas.

A Figura 4.13 apresenta a seqüência de processamento aplicada sobre os dados coletados e a análise dos resultados obtidos.

¹³ Ver ultimo paragrafo da secao 3.4.2

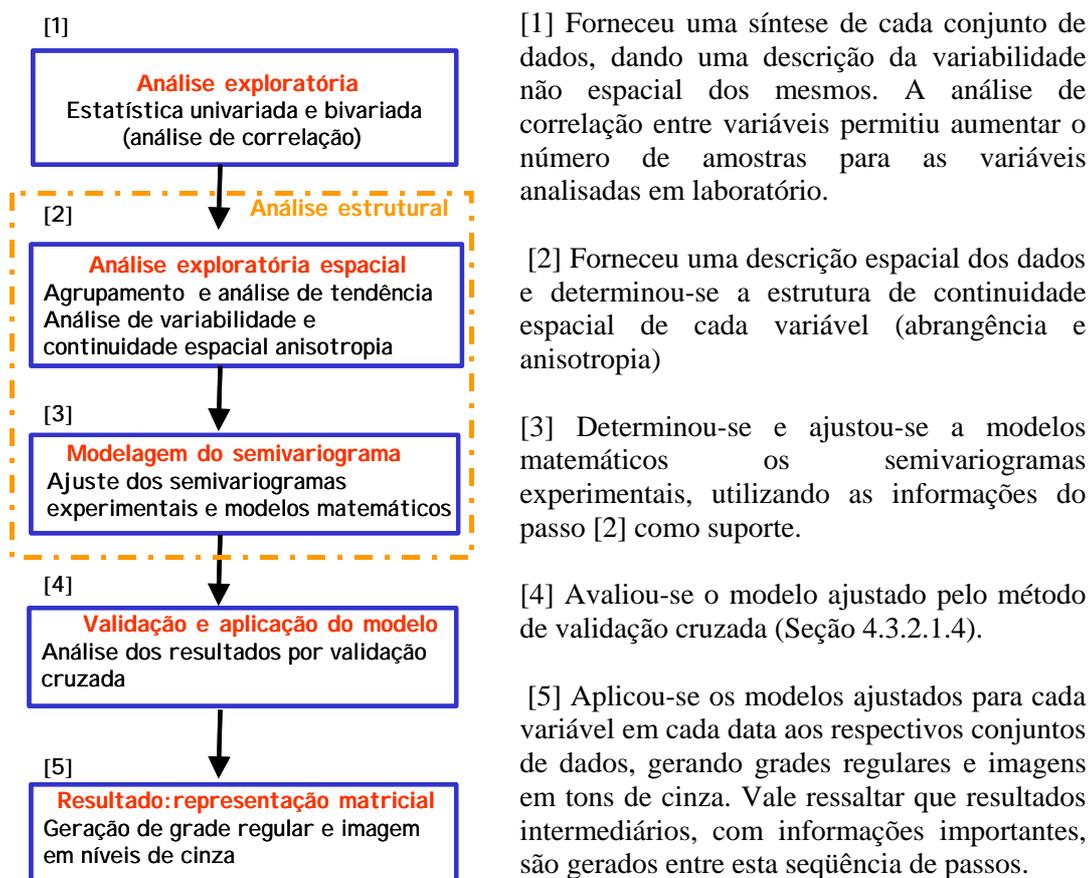


FIGURA 4.13 – Seqüência de processamento realizada sobre os dados limnológicos.

4.5.1 Análise Exploratória

Devido ao grande volume de dados coletados nas quatro campanhas, a análise exploratória univariada teve um papel importante na fase inicial de organização e pré-análise dos dados. Além de fornecer uma visão da variabilidade não espacial (valor máximo, mínimo, média, desvio padrão), permitiu também a identificação de medidas atípicas (outliers) e a correção de erros de digitação. Os valores identificados como outliers foram analisados, e se associados a erros de medidas, falhas de equipamento ou a condições instáveis no momento da coleta (anotações na caderneta de campo permitiram identificar estas causas), foram descartados na análise de correlação e de variografia.

A Tabela 4.1 apresenta uma síntese das estatísticas descritivas obtidas pela análise univariada (análise exploratória não espacial) das variáveis selecionadas na Seção

anterior, coletadas na planície, e em alguns pontos no rio Amazonas. As estatísticas são relativas às amostras reais, ou seja, os valores estimados para aumentar a representatividade espacial, não entram no cálculo.

TABELA 4.1 – Síntese da estatística descritiva das variáveis coletadas.

Variável	Mês (Estado)	Amostras (estimados)	Média	Rio Amaz.	Mínimo	Máximo	Desv. P.	mediana	CV
pH	Set. (4)	208	7,72	6,5	6,10	9,30	0,74	7,60	0,09
	Nov. (2)	202	6,75	6,5	4,70	7,50	0,45	6,9	0,04
	Fev. (3)	221	7,27	6,6	5,90	8,00	0,34	7,30	0,06
	Jun. (1)	256	7,53	6,6	6,01	9,4	0,75	7,47	0,10
Turbidez (NTU)	Set. (4)	208	160,79	62	12,00	375,00	59,85	157	0,35
	Nov. (2)	148	769	183	39,00	1645,00	311,7	803,5	0,39
	Fev. (3)	221	236,78	354	101,00	569,00	87,82	218	0,36
	Jun. (1)	252	29,93	124	5,00	90,00	12,36	30	0,40
TSS (mg/l)	Set. (4)	72 (130)	66,13	27,5	5,46	200	25,27	61,95	0,38
	Nov. (2)	71 (77)	462,71	60	12,74	1137,75	217,42	476,34	0,47
	Fev. (3)	72 (143)	98,7	161	36,75	359,42	53,4	85,05	0,54
	Jun. (1)	74 (177)	14,51	58	5,68	34,90	4,23	14,28	0,29
Clorof. (µg/l)	Set. (4)	71 (30)	68,78	4,15	5,61	350	63	53,15	0,91
	Nov. (2)	71 (56)	33,4	2	0,80	87,86	15,8	31,27	0,47
	Fev. (3)	72 (0)	8,2	2,3	0,21	25,79	4,16	7,86	0,49
	Jun. (1)	74 (102)	28,85	0,7	1,16	131,28	21,61	26,50	0,75
COD (ppm)	Set. (4)	72	8,37	5,11	4,20	31,52	4,17	6,8	0,63
	Nov. (2)	72	6,04	4,83	1,03	11,38	1,63	5,8	0,27
	Fev. (3)	69	5,56	4,47	2,81	11,25	1,6	5,09	0,28
	Jun. (1)	76	6,73	8,32	4,38	15,29	1,94	6,23	0,28

A identificação de estruturas espaciais, necessária para a determinação dos parâmetros de krigeagem, é facilitada por um maior número de pontos (maior representatividade espacial), desde que bem distribuídos espacialmente.

Para aquelas variáveis de medida direta em campo, como turbidez, pH, condutividade e etc, se dispunha em média de 220 amostras por campanha. Entretanto, para medidas de clorofila, TSS e COD, que são estimadas em laboratório, devido ao custo elevado, se dispunha, em média, de apenas 70 amostras. Em função disto, visando gerar modelos de regressão que permitissem ampliar a representatividade espacial daquelas variáveis menos amostradas, submeteu-se o conjunto de dados a uma análise de correlação entre variáveis de medida direta em campo e de medidas estimadas em laboratório.

A análise de correlação entre razão de reflectância de bandas espectrais (R708 nm /R684 nm) e concentrações de clorofila (descrita na Seção 5.7.3, do Capítulo 5) permitiu aumentar a representatividade espacial da clorofila a partir dos modelos gerados.

A análise de correlação entre as amostras de turbidez e de TSS resultou em um modelo de regressão (Figura 4.14) que possibilitou aumentar a representatividade espacial de TSS. Diferentemente da clorofila, para a qual foi necessário construir um modelo de regressão para cada campanha, a correlação entre turbidez e TSS se revelou altamente significativa em todas as campanhas, permitindo que se gerasse um único modelo de regressão com as amostras de todas as campanhas. Este modelo se mostrou altamente significativo, com um $R=0,98$ e valor $p < 10^{-4}$.

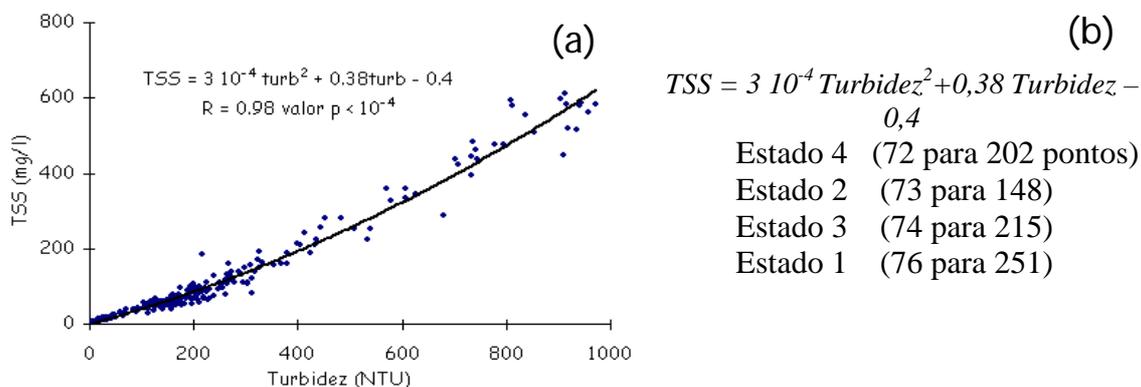


FIGURA 4.14 – Modelo de regressão relacionando TSS e Turbidez.

Observa-se na Tabela 4.1 que enquanto para o pH, número de amostras da campanha do *estado 2* foi de 202, para a turbidez este número foi de apenas 148. Na verdade foram visitados 202 pontos amostrais. Entretanto, devido à ocorrência de concentração muito alta de material em suspensão, somente em 148 dos 202 pontos visitados, foi possível medir a turbidez. Nos demais 54 pontos, o valor de turbidez ultrapassou a faixa útil¹⁴ de medida do equipamento de utilizado. Com este resultado, utilizando o modelo de regressão da Figura 4.14, somente 77 estimativas de TSS, para pontos incompletos, puderam ser obtidas para o *estado 2*.

¹⁴ A turbidez máxima medida pelo HORIBA modelo U10 é 999 NTU. Na campanha de novembro 2003, devido às condições ambientais, a turbidez é bastante alta na planície de Curuai.

O COD é uma das variáveis cuja determinação depende da análise em laboratório, e por isto de custo elevado, comparado com as medidas diretas. Em função disto, em média somente 70 amostras de COD foram obtidas por campo. Na análise de correlação, com o objetivo de aumentar a amostragem de COD, não se identificou correlação entre COD e as demais variáveis de medida direta. Com este número reduzido de amostras não foi possível identificar uma estrutura espacial clara, na análise variográfica do COD, que permitisse a aplicação da krigagem ordinária nos dados. Entretanto, apesar de não se interpolar o COD, a análise espacial exploratória aplicada sobre o mesmo, permitiu caracterizar sua variabilidade espacial e sazonal, no ciclo hidrológico em que foram realizadas as coletas. Embora o pH seja uma variável sensível às condições instantâneas do meio (Wetzel, 1976), ele foi usado por permitir, segundo Sioli (1984), uma boa discriminação entre água pretas e claras.

4.5.2 - Análise Estrutural

4.5.2.1 - Análise Espacial Exploratória

A análise estrutural ou de continuidade espacial, conforme mencionado na Seção 4.3.2.1.1, que tem por objetivo identificar a autocorrelação espacial entre os valores de uma determinada variável, foi realizada sobre cada uma das variáveis listadas na Tabela 4.1 em cada data. Normalmente a análise estrutural se inicia pelo cálculo de um semivariograma omnidirecional. Entretanto, devido às dimensões da área e ao volume de dados associados à componente temporal, optou-se por realizar uma pré-análise espacial exploratória nos dados.

O objetivo desta pré-análise espacial exploratória foi identificar padrões e tendências de larga escala, que pudessem ser utilizados como subsídios na construção dos semivariogramas experimentais. Enquanto a análise univariada, da Seção anterior, forneceu descrição da distribuição não espacial dos dados, esta pré-análise forneceu uma descrição espacial inicial dos mesmos dados. Esta pré-análise constou de dois processamentos. No primeiro, regressões locais ponderadas (*Loess-locally weighted regression scatter plot smoothing*), aplicadas sobre os dados nas direções norte-sul e leste-oeste, avaliaram as tendências direcionais. O Loess é um método de regressão que

adiciona uma curva de regressão ao diagrama de espalhamento, dando uma percepção da tendência média dos dados (Neter et al., 1989).

No segundo, as amostras de cada variável em cada campanha foram agrupadas pela distância do seu valor em relação ao valor médio da variável na campanha, e os grupos resultantes mostrados espacialmente num mapa de agrupamento temático (Anselin, 1999). Os grupos foram definidos em unidades de desvio padrão, ou seja, tem-se um grupo de amostras que se encontra entre a média e um desvio padrão abaixo da média (M-1DP), outro grupo que se encontra entre a média e um desvio padrão acima da média (M+1DP), um terceiro grupo de amostras entre a média e dois desvios padrão abaixo da média (M-2DP), e assim por adiante.

A Figura 4.15 exemplifica o tipo de produto gerado pela aplicação do Loess e pelo mapa temático de agrupamento aos dados disponíveis, cujos resultados serão apresentados e discutidos na Seção 4.6.

A Figura 4.15-(a) mostra um modelo direcional Loess, onde se observa a dispersão dos valores das amostras versus a distância de um referencial, no caso o norte da área de análise. Sobre esta dispersão, a tendência média direcional dos dados, no caso direção sul, é representada pela linha vermelha. Neste exemplo, tem-se uma tendência de crescimento a partir do norte, e depois se estabiliza a partir de 20000 metros do norte.

Já na Figura 4.15-(b) que mostra o mapa temático de agrupamento, para cada amostra, em sua posição geográfica, é atribuída a cor da faixa de valores em que ela se encontra, conforme legenda à esquerda.

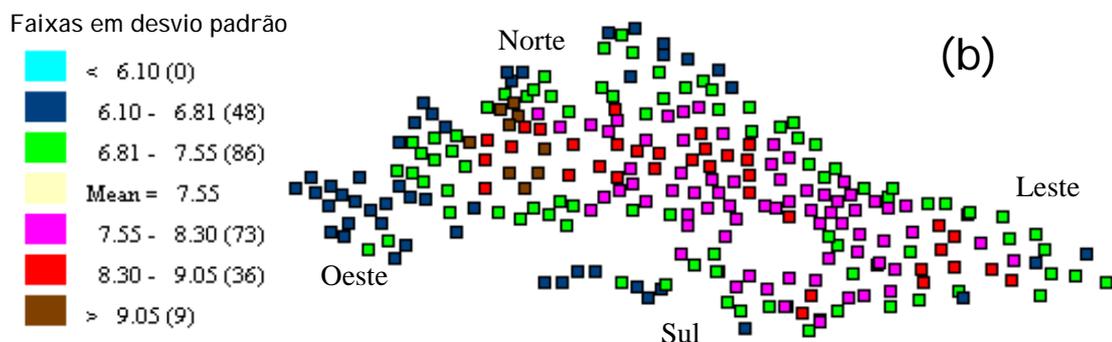
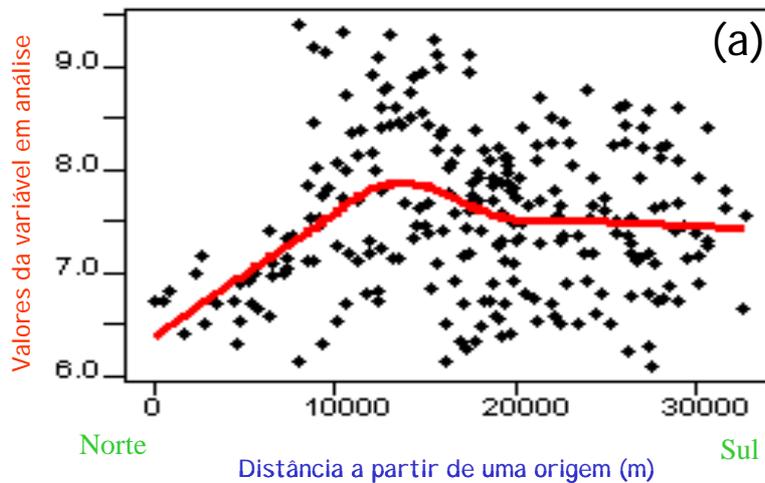


FIGURA 4.15 – (a) Exemplo de modelo direcional Loess. (b) Exemplo de mapa temático de agrupamento.

4.5.2.2 - Modelagem e Ajuste do Semivariograma Experimental

Após a geração dos mapas de agrupamento e dos modelos Loess, avaliou-se a anisotropia em cada conjunto de dados de cada variável em cada data, através de um semivariograma de superfície similar ao da Figura 4.16-(a). Determinaram-se também os semivariogramas omnidirecional, com o objetivo de estabelecer parâmetros iniciais (lag e sua tolerância) a serem utilizados na determinação dos semivariogramas direcionais.

A identificação de estruturas espaciais, que fossem realmente representativas da autocorrelação espacial de cada variável em cada data, através dos semivariogramas experimentais foi uma etapa bastante trabalhosa. A construção inicial de

semivariogramas de superfície (Figura 4.16-(a)) e omnidirecional dão apenas indicativos do alcance e do ângulo de anisotropia nos dados. A obtenção dos semivariogramas direcionais, como o da Figura 4.16-(b), passa por um processo de tentativa e erro, o qual exige do analista, um período de familiarização com a técnica de variografia. Os mapas de agrupamentos e modelos Loess, conforme exemplificado na Figura 4.15, se mostraram úteis, dando subsídios para a construção de semivariogramas direcionais similares aos da Figura 4.16-(b).

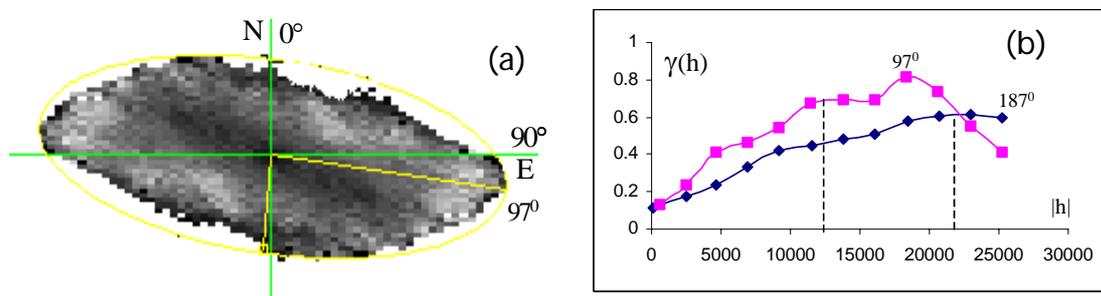


FIGURA 4.16 – (a) semivariograma de superfície. (b) semivariograma direcional (pH-estado 1) com patamares diferentes.

4.5.3 - Aplicação da Krigagem Ordinária aos Dados de Campo

Os parâmetros dos modelos ajustados pela análise variográfica (tipo de modelo matemático, alcance, contribuição e valores de efeito pepita) foram utilizados como parâmetros de entrada para a aplicação da técnica de krigagem ordinária sobre todos os dados, utilizando o módulo de geoestatística do sistema SPRING. Estes resultados são apresentados e discutidos na Seção 4.6.2.

4.6 Análise e Discussão dos Resultados

Tendo em vista que o objetivo da espacialização das variáveis limnológicas é caracterizar a dinâmica espaço-temporal da composição da água presente na planície em resposta ao pulso de inundação, a análise dos resultados focalizou dois aspectos: a) a análise do comportamento das variáveis por estado do sistema, procurando compreender os padrões de distribuição espacial das massas de água numa dada fase do ciclo

hidrológico; b) a análise de cada variável ao longo do ciclo hidrológico, enfatizando os padrões de mudança no tempo.

4.6.1 Análise por Estado do Sistema

Nessa análise do comportamento das variáveis em cada estado do sistema serão utilizados os modelos Loess e os mapas temáticos de agrupamento, para identificar padrões e tendências de larga escala, a serem utilizados como subsídios na construção dos semivariogramas experimentais. Para compreender comportamento da planície a partir da entrada do pulso de inundação, a análise inicia-se pelo *estado 2* (água baixa), passa para o *estado 3* (enchente), a seguir pelo *estado 1* (cheia), e finaliza no *estado 4* (vazante).

4.6.1.1 Estado 2 (Água Baixa)

No período de água baixa, *estado 2*, a curva do modelo Loess norte/sul (Figura 4.17-(a)), mostra um patamar com valores mais altos de TSS na região norte do lago. Com média de aproximadamente 600 mg/l, esse patamar permanece do extremo norte, por cerca de aproximadamente 15 km na direção sul. A partir daí ocorre uma redução na concentração do TSS, passando para um novo patamar com média de ~400 mg/l, a partir de uma distância de 20 km do norte. Esta tendência de maiores concentrações de TSS na região norte do lago está relacionada ao fato dessa região ser mais rasa (~65 cm de profundidade), o que facilita a ressuspensão dos sedimentos. A redução do TSS mais ao sul, esta relacionada com a maior profundidade, reduzindo com isso o processo de ressuspensão, e também com a presença de águas claras, com menor concentração de TSS, que atingem a planície pela margem sul, e se misturam com as águas brancas (Maurice-Bourgoin. *et al.*, 2003).

No modelo Loess leste/oeste, Figura 4.17-(b), fica clara a tendência de menor TSS no extremo leste do lago. Esta tendência deve-se ao início de entrada de água do rio Amazonas, com menor TSS, pela margem leste da planície e de águas claras provenientes de rios da margem sul, que neste período, devido ao maior fluxo em decorrência do início das precipitações no hemisfério sul, conseguem penetrar mais

profundamente na planície. Enquanto durante a vazante, *estado 4*, o fluxo de água é de oeste para leste, fazendo com que os canais da margem leste sejam os principais pontos de retorno da água que está na planície para o rio, no início da enchente, final do *estado 2* e parte o *estado 3*, ocorre uma mudança de direção de fluxo nestes canais, que passa a ser leste para oeste, tornando-se esses canais o principal ponto de entrada de água do rio para a planície (Kosuth, 2002). Informações obtidas em campo indicam que este processo permanece até o final de fevereiro, quando a cota atinge aproximadamente 720 cm, e a partir daí águas do rio Amazonas, passam também a penetrar na planície por vários igarapés ao longo da margem norte e oeste.

O mapa temático de agrupamento, Figura 4.17-(c) complementa as informações do Loess, mostrando a ocorrência de três agrupamentos de concentração de TSS. No primeiro, elipse 1, ao norte, ocorre uma predominância de valores na faixa da média mais um desvio padrão ($M+1DP$), pontos lilases. No segundo, elipse 2, a oeste, ocorre a predominância na faixa de ($M+2DP$). No terceiro, elipse 3, a leste, a predominância é na faixa de ($M-1DP$). A maior concentração de TSS no segundo agrupamento, esta relacionada ao fato de que a região oeste do lago é mais rasa do que a região norte. A menor concentração de TSS no terceiro agrupamento, deve-se ao início da entrada de água do Amazonas com menor concentração de TSS a partir da margem leste.

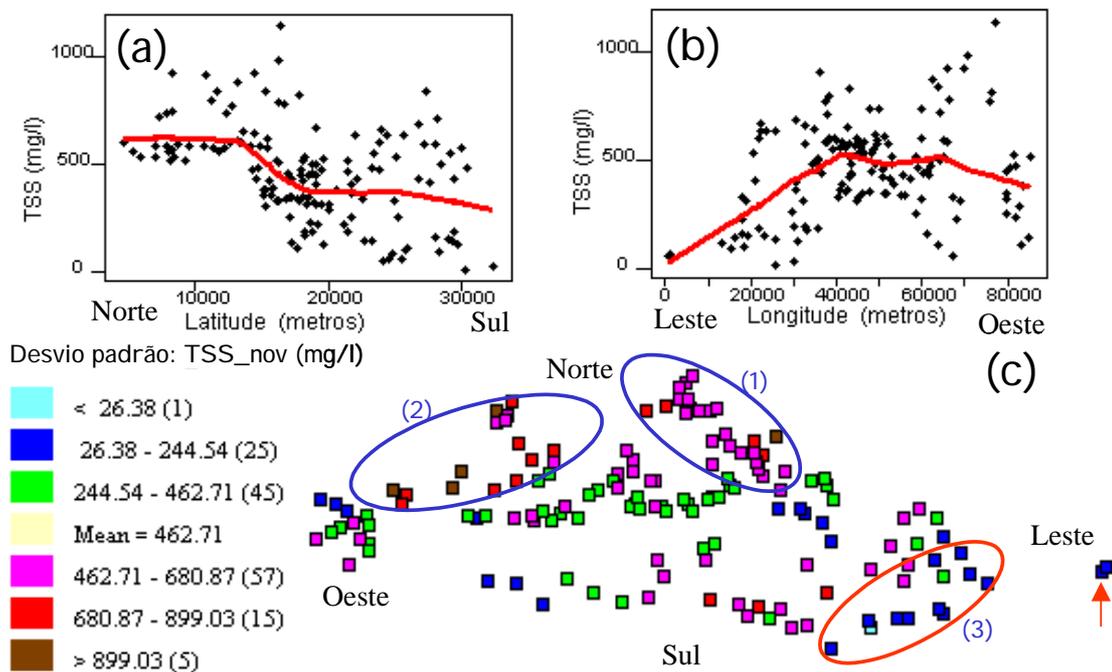


FIGURA 4.17 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de TSS do estado 2. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.

O modelo Loess norte/sul (Figura 4.18-(a)) aplicado ao pH, sinaliza que não há tendência nessa direção, entretanto a partir de aproximadamente 22 km do norte, ocorrem alguns valores de pH entre 4,5 e 5. Na direção leste/oeste, o modelo sinaliza valores mais baixos à medida em que se avança para oeste. No caso do pH, o mapa de agrupamento, explica melhor a distribuição espacial. Nesse mapa se observa que valores baixos de pH, pontos azuis e ciano ocorrem sempre ao longo da margem sul. O valor mínimo e menor média do pH observado na planície, ocorreram durante *estado 2*, na margem sul da planície, que é alimentada por rios de águas classificadas como claras. Entretanto, os baixos valores de pH entre 4,5 e 5 são valores característicos de águas pretas. Esse baixo pH pode ser explicado pelo fato de essas massas de água ficarem confinadas em uma área em que há processo de decomposição de bancos de macrófitas (Silva, 2004). Nesse processo há a liberação de ácidos orgânicos com conseqüente redução temporária do pH (Wetzel, 1976; Morrissey e Fisher, 1988; Putz, 1997; Koschorreck, 2000). O mapa de agrupamento também mostra uma certa estabilidade espacial no valor do pH, com a maioria dos valores entre 6,75 e 7,21 (pontos lilases).

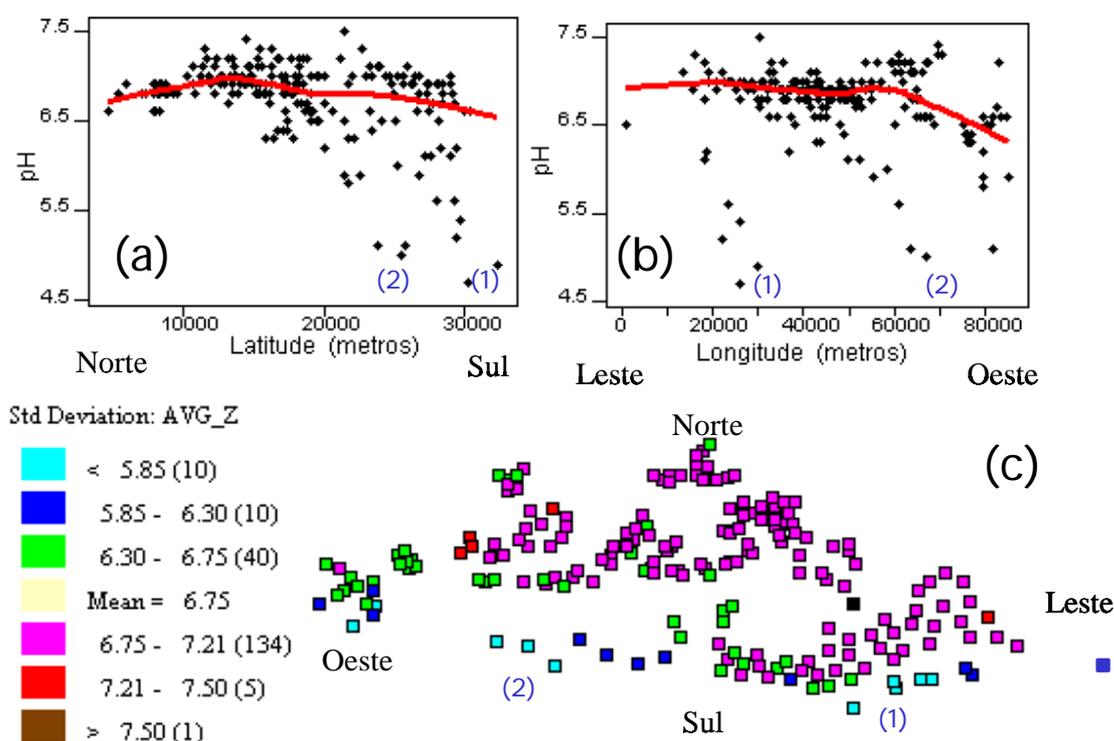


FIGURA 4.18 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de pH do *estado 2*. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.

Para a clorofila, o modelo Loess, Figura 4.19-(a), sinaliza que não existe tendência acentuada na direção norte/sul, ocorrendo somente uma flutuação em torno da média. Já na direção leste/oeste, Figura 4.19-(b), observa-se um forte crescimento da concentração de clorofila em direção ao centro, com redução do centro para oeste. Apesar da grande diferença entre o valor mínimo (0,80 $\mu\text{g/l}$) e o valor máximo (87,86 $\mu\text{g/l}$) (Tabela 4.1), foi durante o *estado 2* que a clorofila apresentou menor variabilidade com CV de 0,47. Cerca de 85% das amostras ficaram entre o valor médio e ± 1 desvio padrão ($M \pm 1DP$) (pontos verdes e lilases). As maiores concentrações de clorofila ocorreram na margem sul (pontos marrons, identificados pelo número 1 na Figura 4.19), onde se concentram as comunidades, e a oeste na vizinhança do ponto 2, onde neste período de água baixa, a planície é utilizada para criação de búfalos. Essa distribuição sugere, portanto, o efeito de eutrofização antrópica (Apêndice- Figura A1) do sistema (Merry et al., 2004).

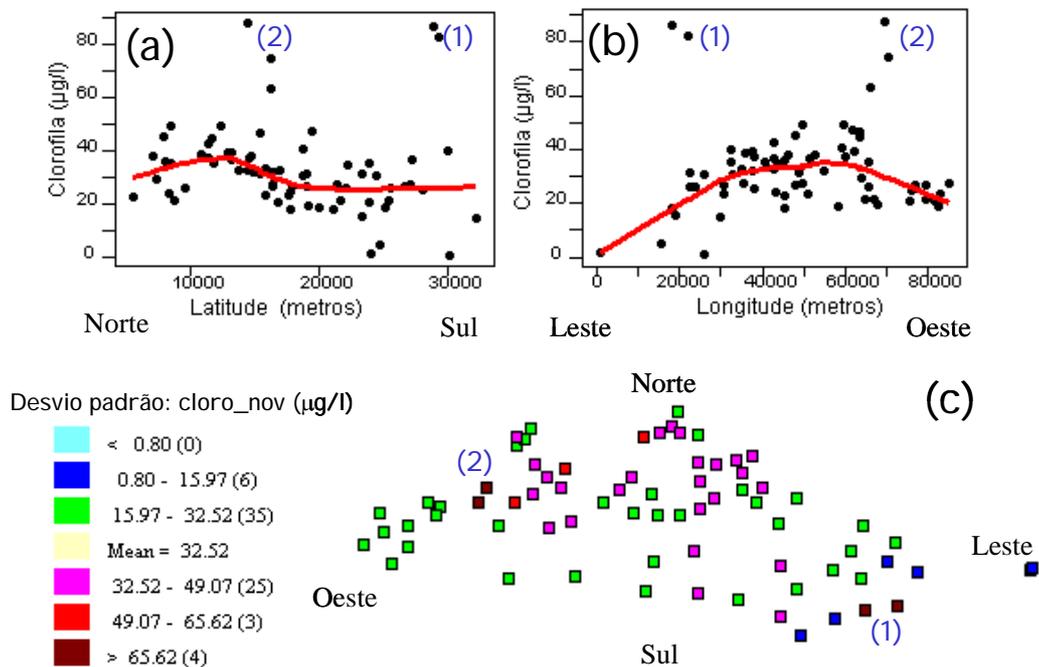


FIGURA 4.19 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de clorofila do *estado 2*. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.

O modelo Loess (Figura 4.20-(a)) mostra uma redução contínua do COD de norte para sul, e uma pequena tendência de crescimento, na direção leste/oeste a partir de 40 km do leste, voltando a reduzir no extremo oeste. A análise conjunta dos modelos direcionais e do mapa de agrupamento permite identificar que é na região dentro da elipse azul (Figura 4.20-(c)) que ocorre um agrupamento de valores mais altos de COD. Esta região é formada por lagos de porte médio, que mantêm conexão, durante o *estado 2* (água baixa), com lagos maiores através pequenos canais. Esses lagos, que receberam água branca durante a cheia, no *estado 2* estão rasos, com pequeno volume de água, e com bancos de macrófitas que entram em decomposição. Como praticamente não ocorre troca de água com lagos maiores, devido aos pequenos canais de conexão, a concentração de COD tende a aumentar, devido a excreção e decomposição dos bancos de macrófitas (Schindler et al., 1976). Entretanto, suas águas não chegam a adquirir características de águas claras ou pretas, pois estão com TSS alto (Figura 4.17-(c)), têm pH neutro (Figura 4.18-(c)). Lagos que podem ser identificados em imagens como

águas pretas, na margem norte e oeste, ficam isolados, sem possibilidade de acesso para coleta no *estado 2*.

Um segundo agrupamento, com valores abaixo da média (pontos ciano, azuis e verdes, elipse vermelha), ocorre na região mais a leste. Esta área faz parte do maior lago da planície (lago Curuai), com maior volume de água e que já está recebendo, conforme mencionado anteriormente, águas brancas do rio Amazonas. Estas condições propiciam a menor concentração de COD (Silva, 2004).

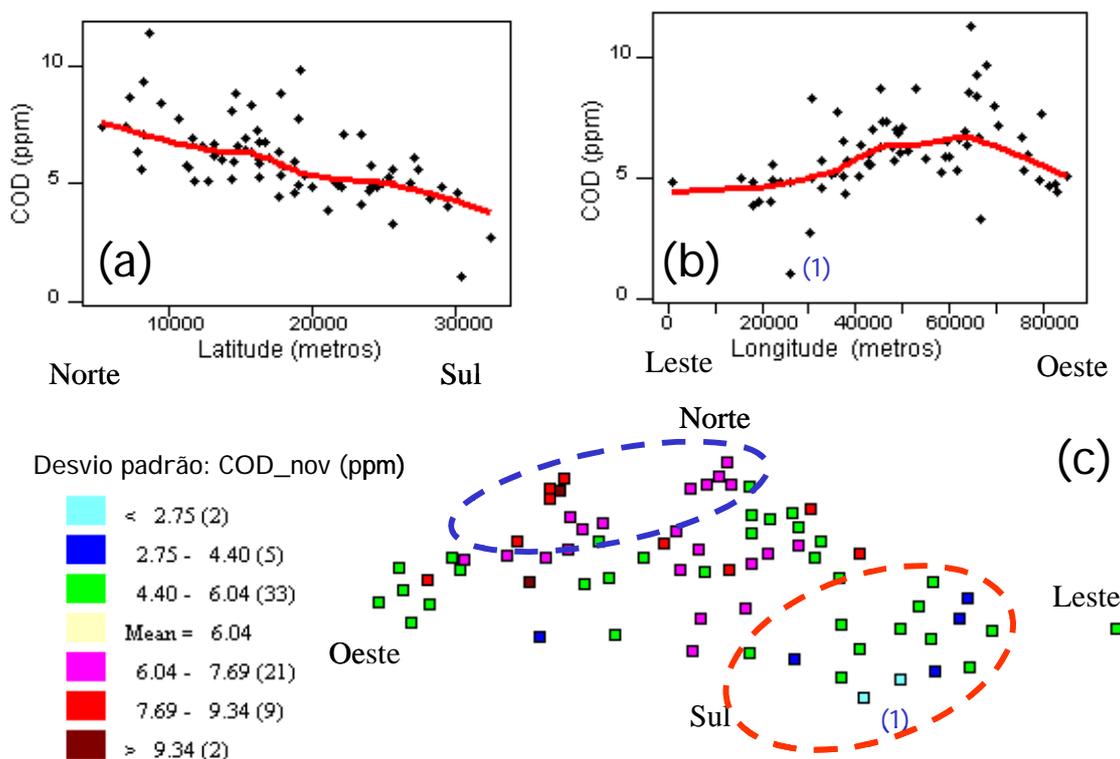


FIGURA 4.20 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de COD do *estado 2*. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.

4.6.1.2 Estado 3 (Enchente)

A análise da curva norte/sul do modelo Loess para o período de enchente (*estado 3*) (Figura 4.21-(a)) mostra que existe uma pequena tendência de maiores concentrações de TSS tanto ao norte quanto ao sul, com uma redução na região central. Já o modelo Loess leste/oeste mostra dois patamares: um do extremo leste até 40 km na direção

oeste, com um valor médio de ~80 mg/l, e outro a partir de 65 km até o extremo oeste da planície, com um valor médio de ~110 mg/l de sólidos em suspensão. Enquanto no início de entrada de água na planície, transição do *estado 2* para o *estado 3*, águas brancas do rio Amazonas, com menor concentração de sedimentos (60 mg/l) do que as presentes na planície (462 mg/l) entram pela margem leste do Lago Curuai, durante o *estado 3*, as águas brancas do rio Amazonas, agora, já com maiores concentrações de sedimentos (161 mg/l), penetram também por igarapés nas margens norte e oeste da planície, pontos marrons escuros (Figura 4.21-(c)-setas vermelhas). Ao se deslocarem para o centro da planície, estas águas reduzem a velocidade, facilitando o processo de deposição, reduzindo com isto sua concentração, conforme indicado pelo modelo Loess norte/sul.

No período de coleta do *estado 3* (enchente), os pontos verdes com valores abaixo da média, representam mais de 50% da área alagada da planície e exemplificam bem este processo de deposição devido à redução de velocidade do fluxo (Richey et al.,1990; Richey et al.,1986; Baume et al., 2003).

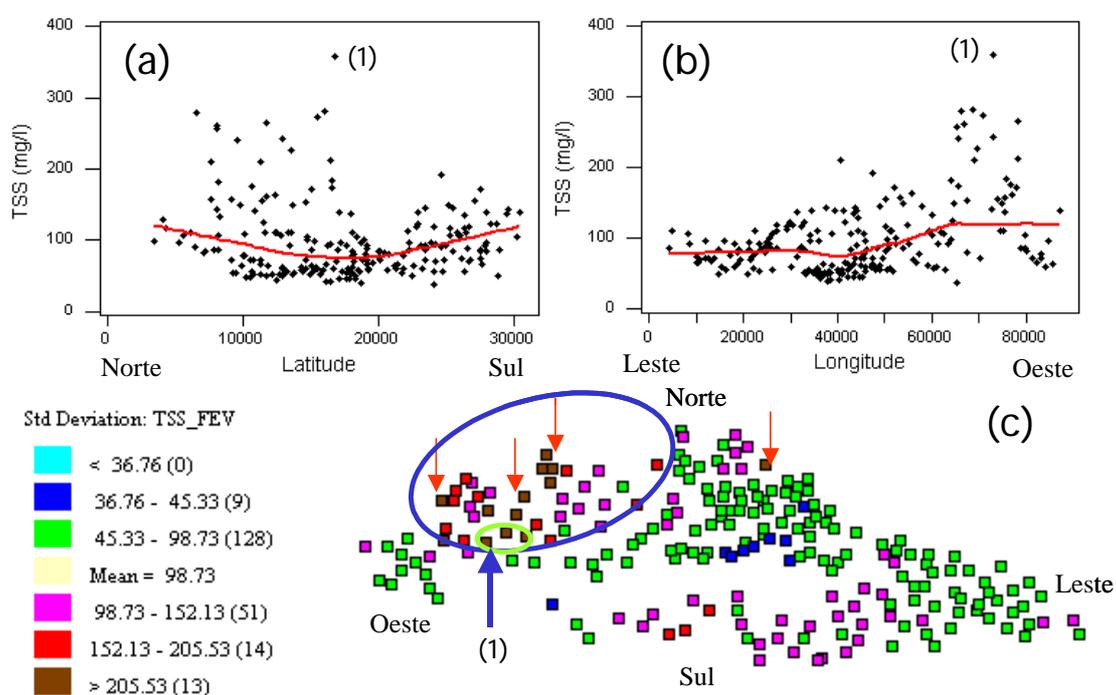


FIGURA 4.21 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de TSS do estado 3. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.

O patamar de menor concentração mais a leste, identificado pelo modelo Loess leste/oeste, deve-se ao fato desta região ser mais profunda, sendo a primeira a ser inundada e onde o processo de deposição está ocorrendo há mais tempo. Já o patamar a partir de 65 km, está relacionado com a baixa profundidade da área ((elipse azul-Figura 4.21) somado ao início de entrada de águas (setas vermelhas na Figura 4.21-(c)) do rio Amazonas pelos igarapés. Esse comportamento sugere que o pulso de inundação penetra a planície de montante para jusante ou de jusante para montante em diferentes momentos: a primeira grande penetração é na porção extrema leste do lago. Na medida em que o nível do lago sobe, o ponto de entrada passa gradualmente para noroeste (Kosuth, 2002; Maurice-Bourgoin *et al.*, 2003).

No período de coleta do *estado 3*, a concentração média na planície foi de 98 mg/l contra 161 mg/l do rio Amazonas, sendo que 128 das 215 amostras de TSS (medidas/estimadas) na planície encontram-se com valores entre 45 e 98 mg/l (Figura 4.21-(c), pontos verdes), representando mais de 50% da área alagada da planície e exemplificam bem este processo de deposição devido à redução de velocidade do fluxo.

O patamar de menor concentração mais a leste, identificado pelo modelo Loess leste/oeste, deve-se ao fato desta região ser mais profunda, sendo a primeira a ser inundada e onde o processo de deposição está ocorrendo há mais tempo. Já o patamar a partir de 65 km, está relacionado com a baixa profundidade da área mais ao início de entrada de águas (setas vermelhas na Figura 4.21-(c)) do rio Amazonas pelos igarapés. Essas águas acabaram de atingir a planície e o processo de deposição ainda não ocorreu.

O modelo Loess norte/sul (Figura 4.22-(a)), do pH, sinaliza que, a principio, não há nenhuma tendência acentuada nesta direção. Entretanto, observa-se que entre 23 e 28 km a partir do norte, já na margem sul (identificado pelo número 1), ocorrem valores mais baixos de pH. Estes valores baixos são devido à presença de águas claras, já que na vizinhança do ponto 1, encontra-se o principal ponto de entrada de águas claras provenientes do sul. Já na direção leste/oeste, o modelo mostra uma redução do pH em direção a oeste, a partir de 30 km da margem leste. Esta redução se deve a dois fatores; o primeiro, ao fato do principal ponto de entrada de águas claras (identificado pelo

número 1), conforme mencionado no parágrafo anterior, estar mais a oeste. O segundo, ao fato de que a região oeste, identificada pela elipse azul no mapa de agrupamento de TSS (Figura 4.21-(c)), só agora está começando a receber águas brancas do rio Amazonas pelos igarapés e florestas inundáveis. Esta região contém, na sua maior parte, águas remanescentes do ciclo hidrológico anterior, com material em decomposição, e que ao liberar ácidos orgânicos provocam redução temporária do pH (Schindler et al., 1976). Além disto, a trajetória da água vinda do norte se faz em uma região dominada por florestas inundáveis, havendo, portanto um processo de lavagem da matéria orgânica dissolvida remanescente. A entrada da água na planície “empurra” essa massa de água que penetra o lago à frente do pulso de águas brancas, provocando a redução temporária do pH (Martinelli et al., 1994). Os valores de pH acima da média (7,29), (pontos lilases e vermelhos), característicos de águas brancas, como as do rio Amazonas, ocupam aproximadamente 60% da planície. Nessa área de maior pH, está ocorrendo maior renovação de água, com adição de águas brancas do rio Amazonas (Melack, 1984; Lesack L. F. e Melack, 1995; Putz, 1997; Martinelli et al., 1994).

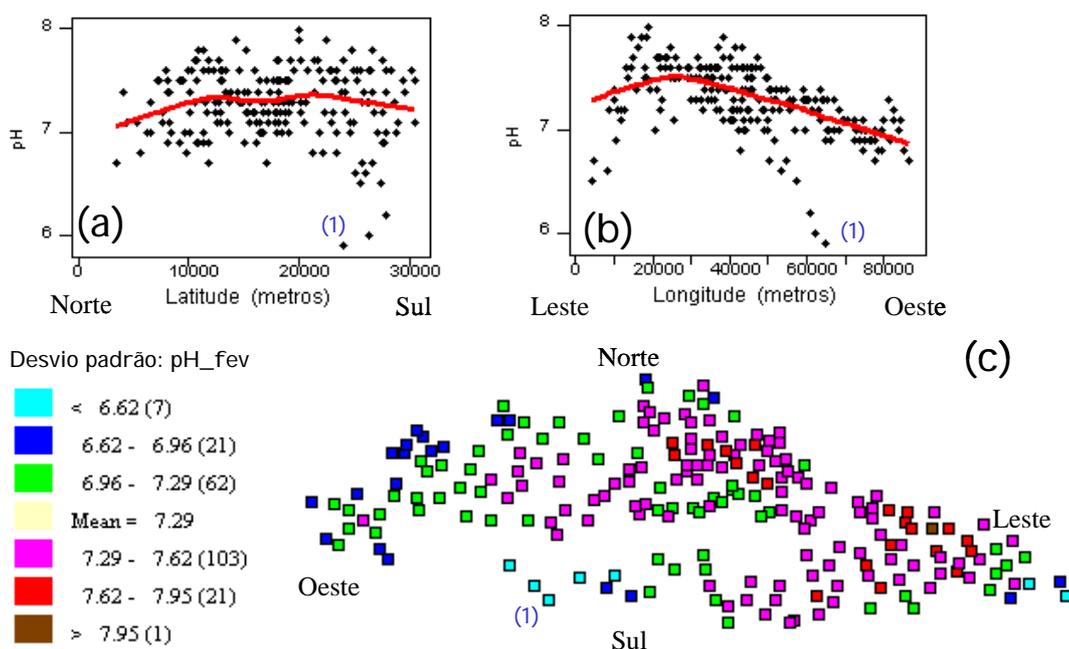


FIGURA 4.22 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de pH do estado 3. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.

O *estado 3*, enchente, caracterizou-se pela concentração muito baixa de clorofila em toda a extensão da planície. A concentração máxima encontrada neste estado foi menor do que a menor média encontrada nos demais estados. Já a concentração média (8,3 $\mu\text{g/l}$), foi três vezes menor do que a segunda menor concentração média de clorofila dos demais estados (Tabela 4.1). A concentração muito alta de TSS durante o estado 2, água baixa, e também alta até a realização da campanha do *estado 3*, impedem a penetração da luz na coluna de água, tornando com isto o principal limitante para a proliferação de organismos clorofilados (Putz, 1997; Engle e Melack, 1993; Setaro e Melack, 1984). O modelo Loess, leste/oeste, Figura 4.23-(b), mostra que não existe tendência nesta direção. Já na direção norte/sul, Figura 4.23-(a), observa-se uma pequena tendência de valores maiores (10 $\mu\text{g/l}$) mais ao norte. Estes valores parecem estar associados a efeitos antrópicos, já que nesta região entre a planície e o rio Amazonas existe área não inundável ocupada por criadores de búfalos e gado (Merry et al., 2004). Na localização identificada pelo número 1, ocorreu em todos os estados os maiores valores de clorofila. Neste local, o lago adquire características hiper-eutróficas via de regra associadas ao impacto do uso e ocupação do solo (Tundisi et al., 2002; Merry et al., 2004).

Apesar dos baixos valores de clorofila no *estado 3*, observa-se no mapa de agrupamento, flutuações espaciais na concentração de clorofila ao longo de toda a planície, com pequenas áreas de maior concentração. Este padrão com formação de manchas com maior concentração de clorofila, está associada à “patchiness” típica das comunidades fitoplanctônicas (Kirk, 1994).

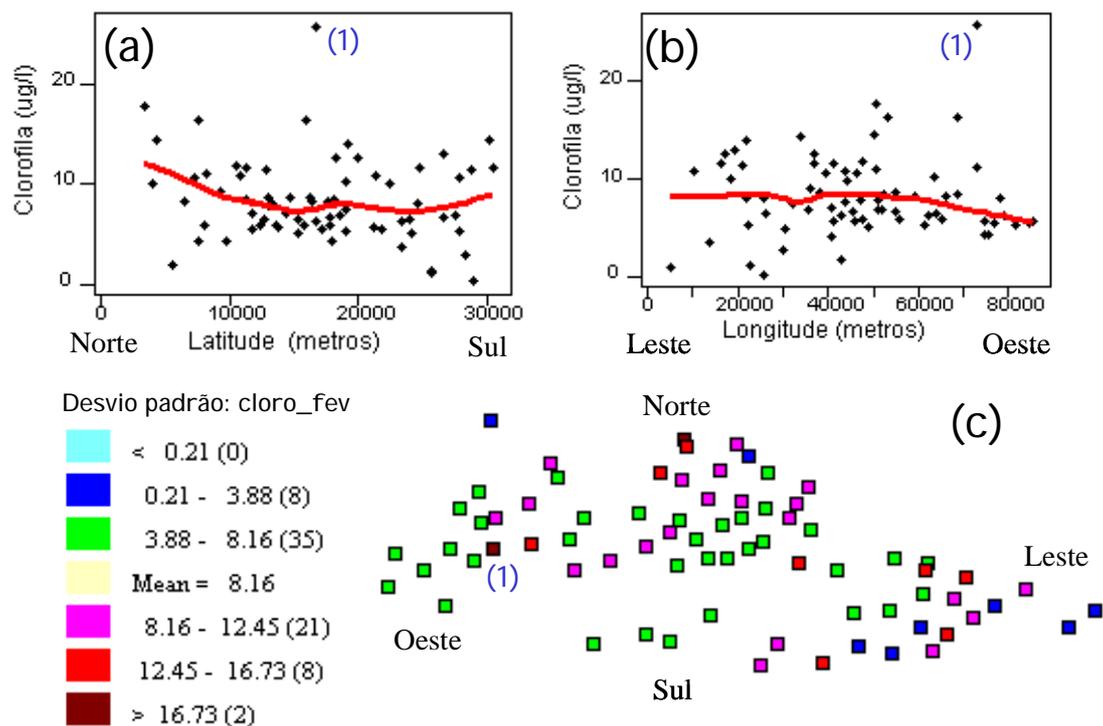


FIGURA 4.23 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de clorofila do *estado 3*. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.

O modelo Loess norte/sul para o COD, Figura 4.24-(a), mostra que em termos médios não há grande tendência nesta direção, enquanto o modelo leste/oeste sugere uma menor concentração de COD no centro da planície. Já o mapa de agrupamento mostra que a distribuição espacial do COD foi bastante heterogênea no *estado 3* (enchente), oscilando entre valores abaixo e acima da média entre amostras vizinhas. Somente dois pequenos agrupamentos com valores acima da média (elipses azuis) ocorreram. Estes agrupamentos estão localizados na mesma região em que ocorreram valores mais altos de COD no *estado 2* (Figura 4.20). Conforme mencionado na análise do *estado 2* (água baixa), nesta região, lagos de porte médio, rasos e com pouco volume de água propiciaram as condições para aumento da concentração de COD, através da decomposição de bancos de macrófitas (Schindler et al., 1976; Silva, 2004). Durante a coleta do *estado 3*, esses lagos já estavam começando a receber águas do rio Amazonas pelos igarapés, mas não o suficiente para reduzir a concentração de COD, mesmo

porque as águas do Amazonas também contêm matéria orgânica dissolvida adsorvida às partículas inorgânicas (Richey et al., 2002).

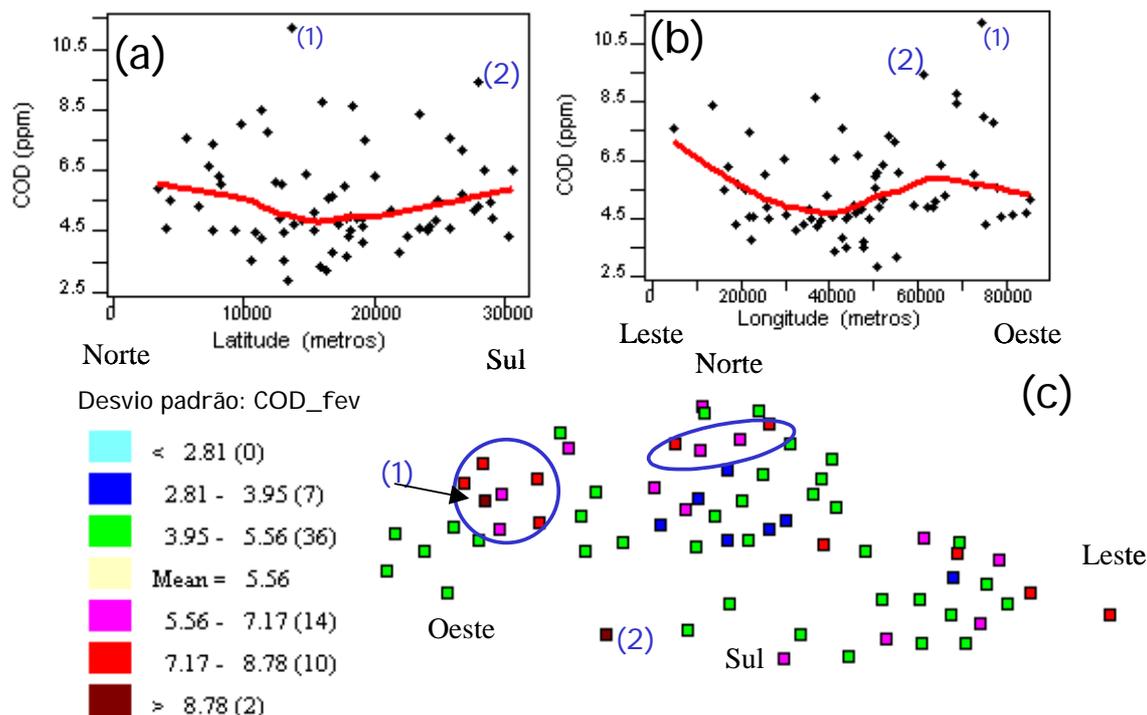


FIGURA 4.24 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de COD do *estado 3*. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.

4.6.1.3 Estado 1 (Período da Cheia)

O modelo Loess norte/sul, Figura 4.25-(a), mostra que a região norte da planície encontra-se com menor concentração de TSS, durante o *estado 1*, e que a concentração aumenta em direção ao centro da planície, voltando a se reduzir a partir do centro em direção a margem sul. Já na direção leste/oeste, o modelo Loess, mostra que ocorre somente uma flutuação de concentração TSS em torno de um valor médio de 15 mg/l. ao longo de toda a extensão.

No mapa de agrupamento, Figura 4.25-(c), também fica evidente este padrão direcional, com valores menores tanto ao norte quanto ao sul da planície. Observa-se que este padrão direcional norte/sul ocorre ao longo de toda a planície, onde se vê uma faixa

central de oeste para leste com valores de TSS entre o valor médio (M) e um desvio padrão (DP) acima da média (M+1DP) (pontos lilases), sendo que no centro desta faixa podem ser observados vários pontos vermelhos (M+2DP). Esta faixa é contornada tanto ao norte quanto ao sul por valores equivalentes a (M-1DP) (pontos verdes). Ou seja, há um decréscimo de TSS à medida que se afasta do centro, tanto para margem norte quanto para margem sul da planície.

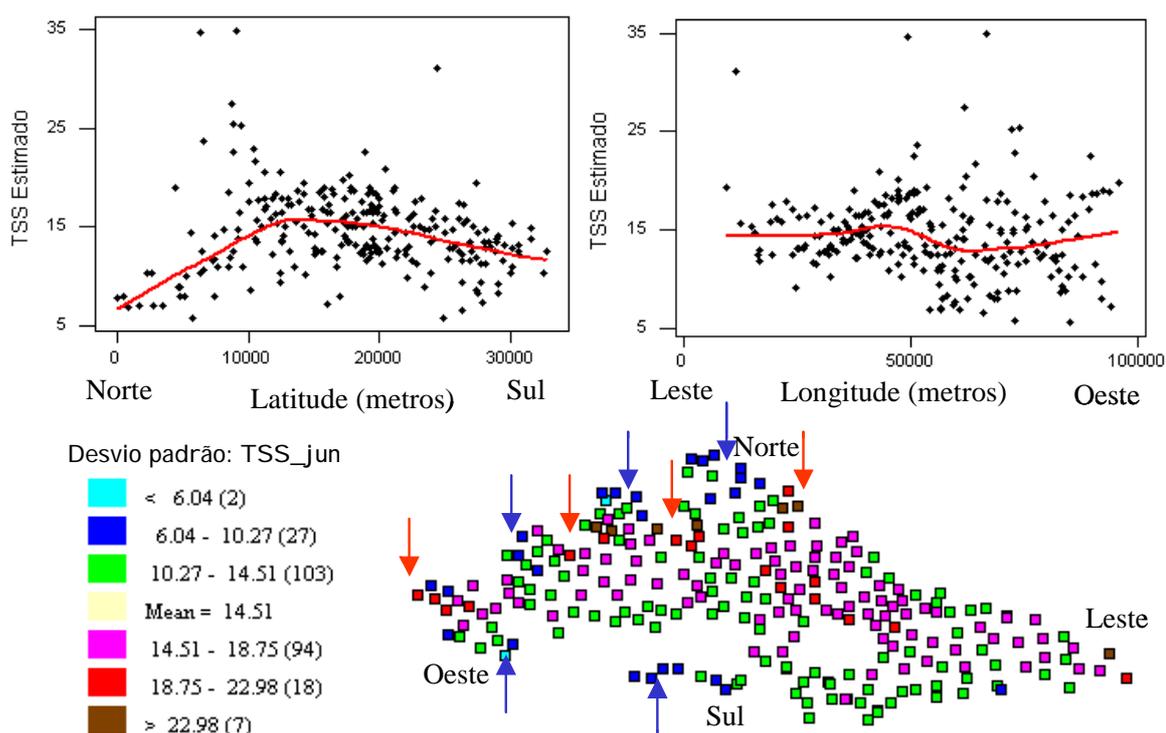


FIGURA 4.25 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de TSS do estado 1. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.

Durante o período de cota máxima, com o equilíbrio entre o rio e a planície, a água começa a usar a planície como um atalho, entrando pelos igarapés da margem oeste e norte e se deslocando para a saída da margem leste. As setas vermelhas na Figura 4.25-(c), indicam os pontos de entrada dos igarapés. Por estes igarapés, a água atinge a planície com maior velocidade e com a mesma concentração de sedimentos que tinha na calha (pontos vermelhos onde a concentração é M+2DP). Neste deslocamento de oeste

para leste, a água segue preferencialmente por um paleo-canal¹⁵, que existe no centro da planície, sem reduzir muito sua velocidade, o que diminui a taxa de deposição de sedimentos, conforme se pode observar a faixa de pontos lilases (M+1DP) de oeste para leste. À medida que se afasta do paleo-canal, tanto para norte quanto para sul, a velocidade da água se reduz facilitando a deposição, como se vê, nos pontos verdes (M-1DP).

Setas azuis na margem norte, oeste e sul (Figura 4.25) indicam áreas de baixo TSS. As áreas na região norte e oeste são formadas por lagos isolados, protegidos por florestas, cuja água se origina de outras fontes (Mertes, et al., 1993) não estando sujeita ao pulso de inundação. Entretanto, no período de cota máxima, excepcionalmente, a água penetra na floresta e atinge estes lagos. Quando isso ocorre, a presença da floresta age como uma barreira, reduzindo a velocidade do fluxo e provocando a deposição dos sedimentos antes que estes alcancem o lago. Ao mesmo tempo, parte da liteira é lixiviada aumentando a concentração de matéria orgânica dissolvida (Richey et al., 1991; Engle e Melack, 1993). Em função disto, estas águas possuem características limnológicas similares às de águas pretas (baixo pH, baixa produtividade primária, representada por baixa clorofila).

O modelo Loess norte/sul (Figura 4.26-(a)) aplicado ao pH, mostra que em termos médios há tendência de valores mais baixos ao norte, que aumentam em direção ao centro da planície até ~18 km. A partir daí o pH mantém-se num patamar de 7,5 até a margem sul. Entretanto, neste caso, o modelo Loess não é um bom indicador porque, como pode ser observado na dispersão dos pontos na Figura 4.26-(a), ocorrem valores baixos de pH de norte a sul.

O mapa de agrupamento é, neste caso, um descritor mais adequado da distribuição do pH na planície. Neste mapa, verifica-se que valores baixos de pH ocorrem em áreas marginais do extremo norte, e em toda a margem oeste e parte da margem sul. Os baixos valores de pH no extremo norte e margem oeste, devem-se ao processo de lixiviação para os lagos marginais, de parte da liteira da floresta que se encontra entre a

¹⁵ No capítulo 6, Figura 6.14, mostra de forma aproximada o local deste paleo-canal

calha do rio Amazonas e a planície. Este processo faz aumentar a concentração de matéria orgânica, com conseqüente redução temporária do pH devido à liberação de ácidos orgânicos (Wetzel, 1976). Já na margem sul, o baixo pH deve-se a presença de águas claras.

O modelo Loess leste/oeste, (Figura 4.26-(b)) mostra também que os valores mais baixos ocorrem na margem oeste e se devem à contribuição da liteira. O mapa de agrupamento mostra, como nos modelos Loess, que o pH aumenta em direção ao centro da planície, a partir de todas as margens, uma vez as regiões marginais do lago recebem grande quantidade de matéria orgânica dissolvida e particulada, a qual ao entrar em decomposição libera ácidos orgânicos reduzindo com isso o pH.

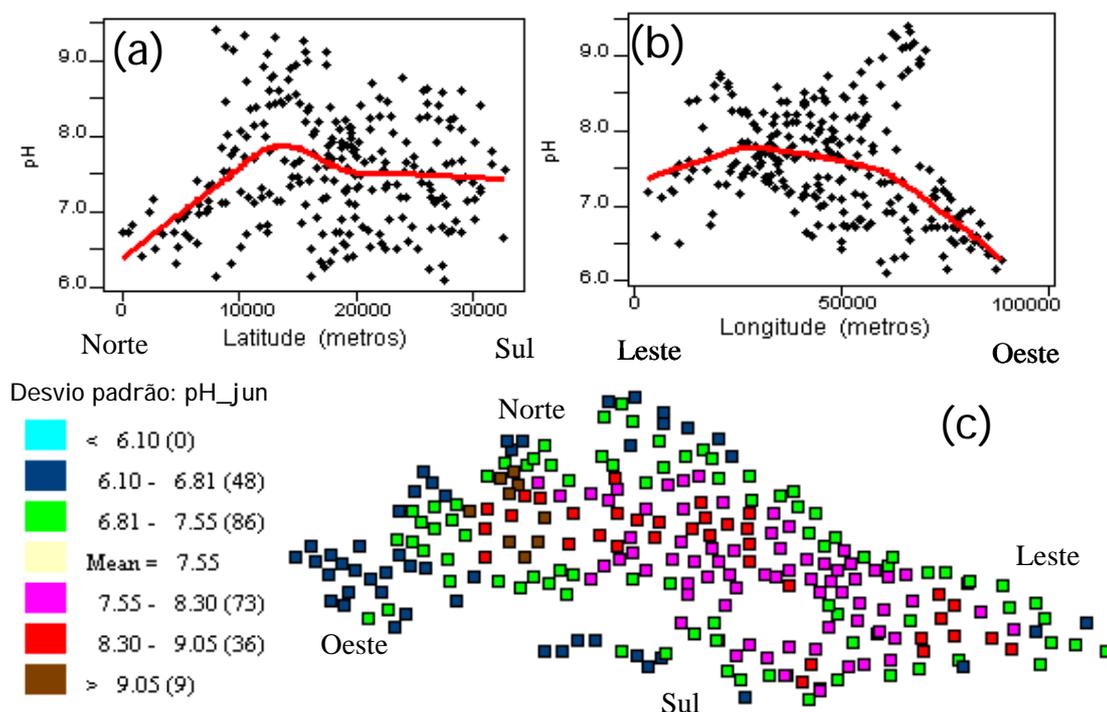


FIGURA 4.26 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de pH do estado 1. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.

Do *estado 3* (enchente) para o *estado 1* (cheia), a concentração média de clorofila na planície aumentou ~3,5 vezes (Tabela 4.1), em conseqüência da maior disponibilidade de nutrientes, trazidos pela água branca proveniente do rio Amazonas, e pela maior

disponibilidade de luz na coluna d'água, devido à deposição dos sedimentos. O modelo Loess, leste/oeste, Figura 4.27-(b), mostra que não há nenhuma tendência acentuada nesta direção, sinalizando somente que os valores são um pouco mais altos entre 30 e 80 km a partir do leste. Já na direção norte/sul, Figura 4.27-(a), observa-se valores baixos no extremo norte, e valores crescentes na direção sul.

No mapa de agrupamento, observa-se uma certa similaridade de padrão espacial entra a clorofila e o TSS. Como no caso de TSS, a clorofila apresenta uma faixa de oeste a leste, com valores acima da média, pontos lilases e vermelhos. Esta similaridade deve-se ao fato de no estado 1, a fração orgânica do TSS (TSO) ter sido de 48%. Essa fração orgânica é representada pelas células fitoplanctônicas.

Similar aos estados discutidos anteriormente, no *estado 1*, na vizinhança do ponto 1 também ocorreu alta concentração de clorofila, consequência do uso desta área para criação de búfalos. A concentração de 120 µg/l, nas amostras coletadas na vizinhança do ponto 1, representa 4 vezes a concentração média de clorofila no *estado 1*, que foi de 28,8 µg/l (Tabela 4.1).

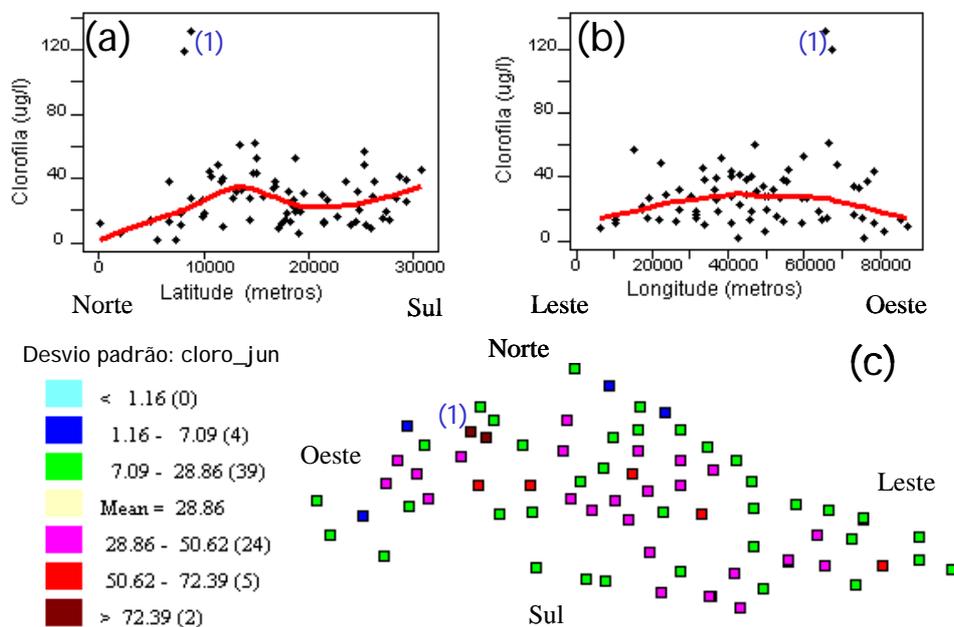


FIGURA 4.27 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de clorofila do *estado 1*. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.

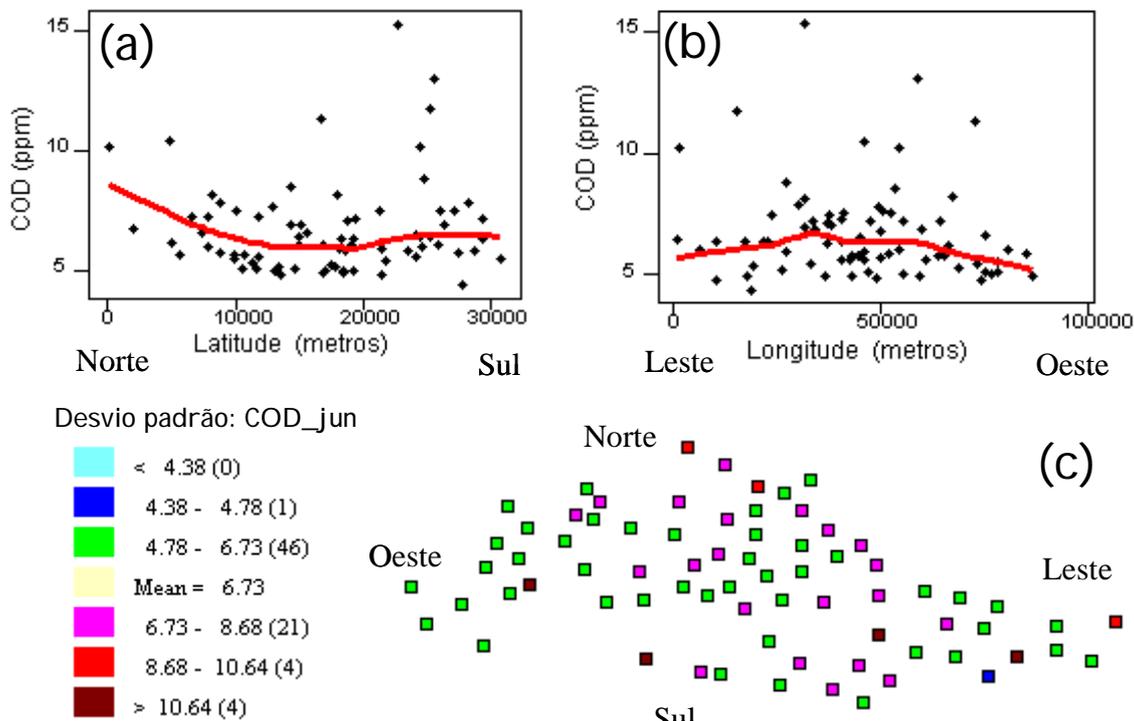


FIGURA 4.28 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de COD do *estado I*. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.

O modelo Loess norte/sul, Figura 4.28-(a), sugere uma pequena tendência de valores mais altos de COD mais ao norte, decrescendo em direção ao centro da planície, e a partir daí, mantendo em torno de uma média. Já o modelo leste/oeste não sugere grandes variações nesta direção. Esta pequena tendência ao norte, conforme mencionado anteriormente, deve-se à lixiviação de parte da liteira da floresta que se encontra entre a calha do rio Amazonas e a planície (Richey et al. 1991). Entretanto, observa-se pela dispersão dos valores na Figura 4.28-(a), que quatro amostras de alta concentração de COD ocorrem mais próximo a margem sul (pontos marrons no mapa de agrupamento). Como são amostras isoladas, processos biológicos locais, como decomposição do fitoplâncton e de plantas aquáticas podem estar contribuindo para estas maiores concentrações de COD (Engle e Melack, 1993; Lesack e Melack, 1995)

No mapa de agrupamento, observa-se que 88 % das amostras estão entre ($M \pm 1DP$) e distribuídos sem grandes agrupamentos ao longo da planície (pontos verdes e lilases). Segundo Wetzel (1976), a excreção de COD principalmente pelo fitoplâncton e pelas macrófitas aquáticas durante a fase vegetativa e durante sua senescência, através da autólise de células, constitui uma importante fonte de COD para a coluna d'água. Como se observou em campo que a maior parte da planície encontrava-se com concentrações altas de organismos clorofilados, e além disto, viu-se também pequenos bancos de macrófitas, esta distribuição do COD sugere que os processos biológicos locais são os responsáveis por esta distribuição heterogênea, mas sem grandes variações.

4.6.1.4 Estado 4 (Vazante)

Os modelos Loess norte/sul e leste/oeste (Figura 4.29-(a) e (b)) aplicados aos dados de TSS do *estado 4*, sinalizam que não há tendência global nessas direções. Nota-se que em ambas as direções os valores oscilam em torno das médias direcionais, representadas pelas linhas vermelhas nos modelos.

Já pelo mapa de agrupamento, nota-se uma concentração de sedimentos em suspensão acima da média (pontos vermelhos, lilases e marrons), na margem norte da planície, paralela ao rio Amazonas. Como neste período o nível da água está abaixando, e esta área ficando mais rasa, está ocorrendo o processo de ressuspensão de sedimentos.

Nas demais regiões da planície, o mapa de agrupamento mostra, como o modelo Loess, que os valores de TSS oscilam em torno da média, sendo que 75% deles se encontram entre ($M \pm 1DP$), sinalizando que não ocorrem transições abruptas.

O ponto 1, na Figura 4.29, a aproximadamente 17 km a partir do norte e a 75 km a partir do leste, aparentemente pode ser caracterizado como um ponto atípico. Neste ponto a ocorrência de floração (“bloom”) de fitoplâncton foi responsável pela alta concentração de material em suspensão. A fração orgânica do TSS neste ponto foi de 79%, e a maior concentração de clorofila, não só do estado 4, mas também de todos os estados, ocorreu neste ponto (Apêndice – Figura A2). Conforme mencionado várias

vezes nesta análise, este fato está relacionado com o uso da vizinhança desta área para criação de búfalos, durante boa parte do ano (Apêndice – Figura A1).

Nota-se pelo mapa de agrupamento, que é no *estado 4* (Figura 4.29-(c)) que o TSS apresenta maior heterogeneidade espacial. Este fato está relacionado com a maior mistura de massas de água que ocorre neste período, devido à descida da água. No movimento das massas de água deixando a planície, águas com menor TSS, de áreas mais profundas, e águas claras da margem sul, se misturam com águas de áreas mais rasas com maior TSS.

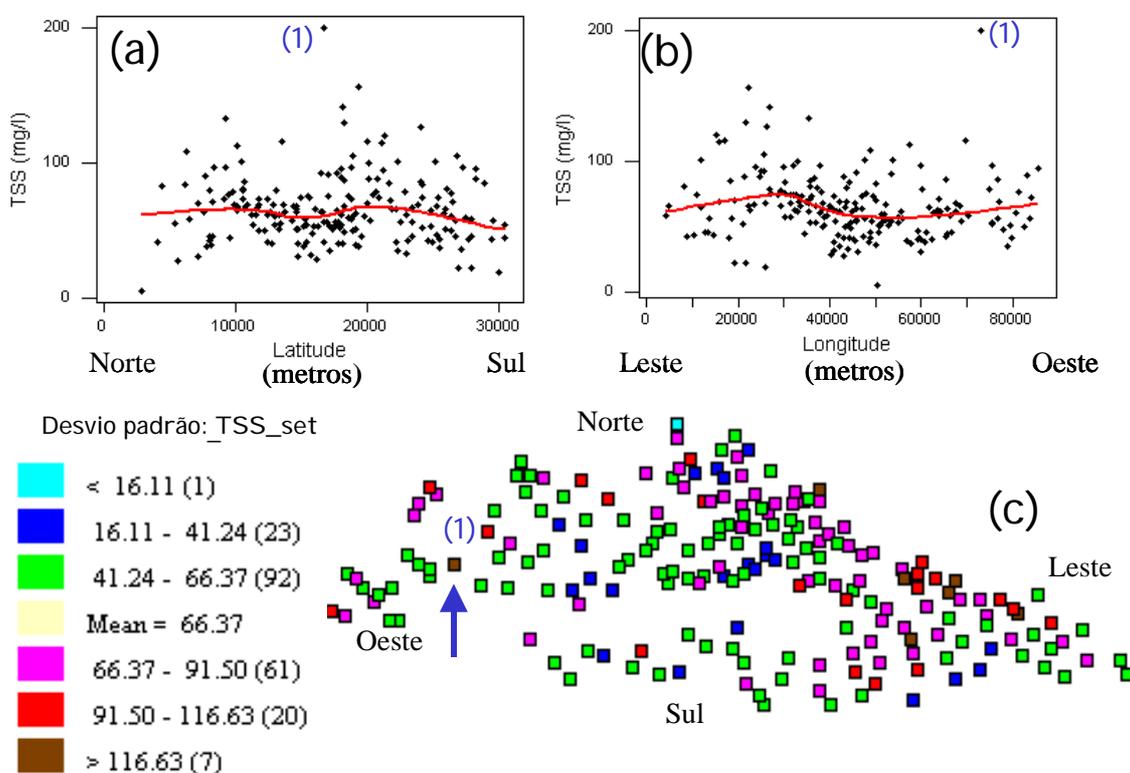


FIGURA 4.29 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de TSS do *estado 4*. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.

Os *estados 1* e *4* (cheia e vazante) foram os que apresentaram maiores médias e valores máximos de pH. O modelo Loess norte/sul, Figura 4.30-(a), do *estado 4* é bastante similar ao do *estado 1*, Figura 4.26-(a), mostrando baixos pH no extremo norte, crescendo em direção ao centro da planície, e formando um patamar a partir de 15 km

até a sul. Os baixos valores na região norte, conforme mencionado anteriormente, devem-se à matéria orgânica carregada da floresta para estes lagos marginais. Nota-se que os valores de pH baixo se estendem pela margem norte, paralela ao rio Amazonas (pontos azuis- Figura 4.30-(c)). Como o nível da água está descendo, águas dos lagos marginais norte, com matéria orgânica e baixo pH estão se dirigindo para leste, em direção a saída da planície.

Enquanto os modelos Loess norte/sul, dos *estados 1 e 4* são similares, os leste/oeste (Figura 4.26-(b) e Figura 4.30-(b)), são simétricos em relação ao centro da planície. Neste caso, nos extremos leste e oeste os valores de pH são maiores, e decrescem em direção ao centro. Como durante o *estado 1* (cheia), toda a margem oeste se encontrava com baixo pH, devido a matéria orgânica carregada da floresta, e durante o estado 4, não se observam valores baixos de pH, porque provavelmente as águas destes lagos marginais já se deslocaram para a margem leste, misturando-se com outras massas de água e alterando o pH. Vale ressaltar que alguns lagos do extremo oeste, com baixo pH, que foram amostrados no estado 1, não puderam ser amostrados durante o estado 4, pois já se encontravam isolados.

Nota-se também que, enquanto no *estado 1*, ocorria homogeneidade espacial nos valores de pH (Figura 4.26-(c)), com toda a região central da planície com pH acima da média, no *estado 4* observa-se uma maior heterogeneidade espacial do pH. Este padrão pode ser explicado pelo maior isolamento de água em pequenos lagos os quais, em decorrência do menor volume de água, ficam mais sujeitos a forçantes locais tais como decomposição de vegetação das margens, uso e ocupação, natureza do sedimento, e exposição ao vento.

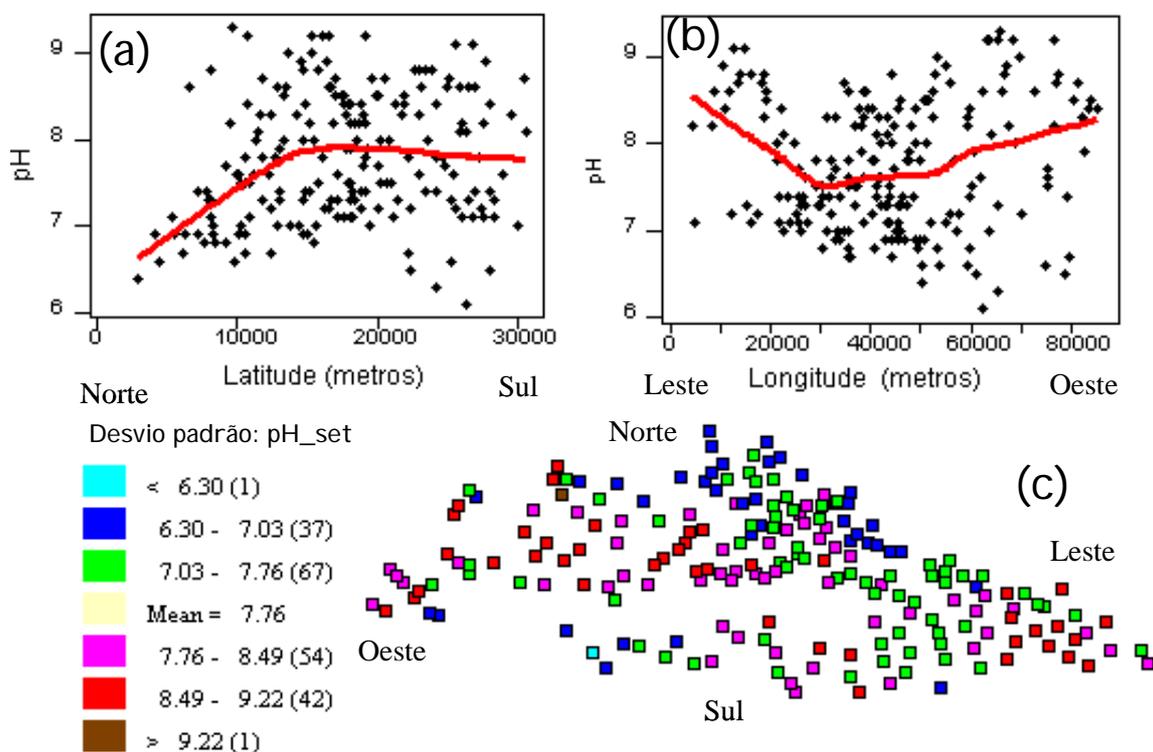


FIGURA 4.30 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de pH do *estado 4*. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.

Do *estado 1* (cheia) para o *estado 4* (vazante), a concentração média de clorofila na planície mais que dobrou, passando de 28,8 para 67,9 $\mu\text{g/l}$, (Tabela 4.1), como consequência da disponibilidade de nutrientes e da irradiação na coluna d'água. Apesar da redução da profundidade média de Secchi do *estado 4* em relação a do *estado 1*, que passou de 55 para 22 cm, ainda se tem uma zona eufótica razoável, se comparado com o estado 2, onde a profundidade de secchi foi de 7 cm.

O modelo Loess, leste/oeste, Figura 4.31-(b), mostra que não há tendência nesta direção, já na direção norte/sul, Figura 4.31-(a), observa-se um crescimento médio mais ou menos constante partir do norte em direção a margem sul. Como ao longo da margem sul existem várias comunidades, este aumento de concentração de clorofila na margem sul, deve-se ao antropismo. Entretanto, como mostra a elipse azul na Figura 4.31, foi na região utilizada para criação de búfalos que ocorreu a maior concentração de clorofila.

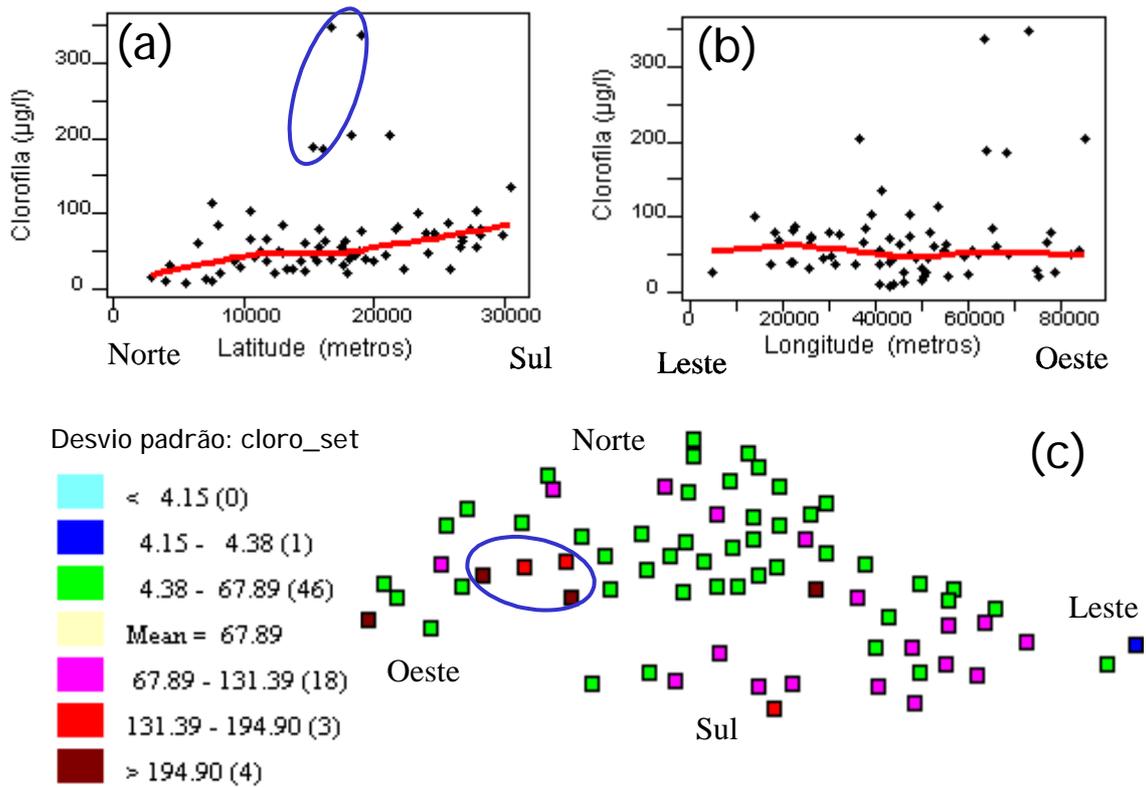


FIGURA 4.31 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de clorofila do *estado 4*. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.

A Figura 4.32 ilustra o “florescimento” de fitoplâncton encontrado neste local, durante a campanha do *estado 4*. Este resultado indica que, em termos de qualidade de água, criações de búfalos afetam mais as planícies de inundação amazônicas do que as pequenas comunidades.



FIGURA 4.32 – Foto ilustrando “florescimento” de fitoplâncton na vizinhança de áreas utilizadas para criação de búfalos.

Observa-se também pelo mapa de agrupamento que, enquanto no *estado 1*(cheia) as manchas de maior concentração de clorofila são maiores e ocupam boa parte da planície, no *estado 4*, elas são espacialmente menores, mas com concentrações maiores, dado que a média do *estado 4* (vazante) foi o dobro da média determinada para o *estado 1*.

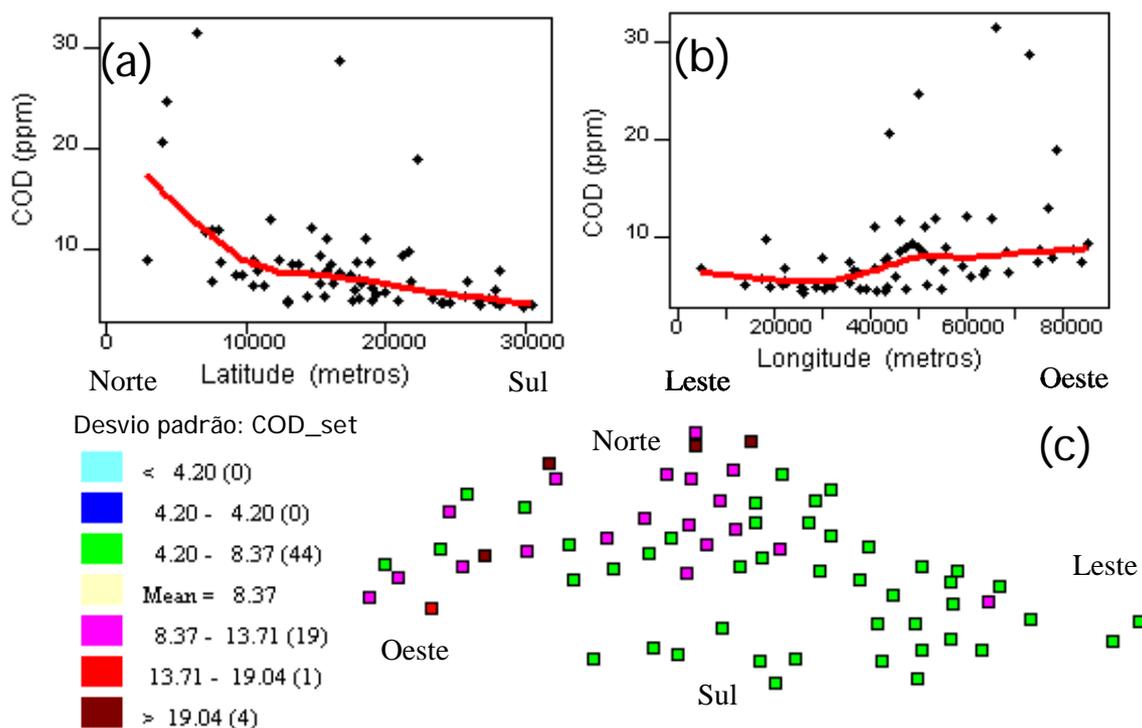


FIGURA 4.33 – Modelos direcionais Loess e mapa temático de agrupamento para os dados de COD do *estado 4*. (a) Loess norte/sul. (b) Loess leste/oeste. (c) Mapa de agrupamento por faixas de desvio padrão.

O modelo Loess norte/sul, Figura 4.33-(a), mostra uma clara tendência de valores mais altos de COD no extremo norte, com redução em direção ao centro e sul da planície. Já o modelo leste/oeste sinaliza uma pequena tendência de crescimento na região mais oeste da planície. A alta concentração de COD no extremo norte e margem oeste, com valores maiores que 19 ppm, pontos marrons na Figura 4.33-(c), indica a presença de águas pretas nesta região.

Com a redução da cota no *estado 4*, massas de água que se encontravam na floresta, com alto COD, devido à decomposição de parte da liteira (Krause, 1962), atingem as áreas de água aberta, e se espalham pelos lagos da região norte e oeste da planície, como pode ser visto pelos pontos lilases no mapa de agrupamento Figura 4.33-(c), aumentando a concentração de COD nesta área. Nas demais áreas da planície, o COD se encontra entre 4,2 e 8,4 ppm. Como durante o estado 4, observa-se alta concentração de fitoplâncton ao longo da planície, a excreção e decomposição destes organismos (Schindler et al., 1976; Engle e Melack, 1993), mais a mistura com águas vindas região mais a oeste (Silva, 2004) podem estar contribuindo para estes valores de COD.

4.6.2 Análise da Distribuição Espacial dos COA ao Longo do Ciclo Hidrológico

Como os ajustes dos semivariogramas experimentais a modelos matemáticos, agregam novos conhecimentos sobre a variabilidade espacial dos dados, a seguir, a estrutura espacial destes dados será interpretada à luz das características do modelo matemático ao qual cada conjunto de dado se ajustou.

Todos os semivariogramas resultaram em anisotropia combinada, situação na qual os semivariogramas direcionais tiveram diferentes Patamares (C) para as direções de maior e menor alcances (a). Os semivariogramas também tiveram valores distintos de efeito pepita (C_0), mas foram ajustados para o mesmo tipo de modelo matemático para cada variável em cada campanha (Tabela 4.2). Todos os modelos ajustados foram submetidos ao processo de validação cruzada a qual, através do erro médio fornece indicação da qualidade dos modelos. A Tabela 4.2 apresenta os parâmetros dos modelos ajustados pela análise variográfica.

Observou-se, por exemplo, que não houve variação no ângulo de anisotropia, e que este permaneceu entre 96^0 de 105^0 para todas as variáveis analisadas (Tabela 4.2) independente do estado do Sistema. Isto significa que ao longo de todo o ciclo hidrológico as massas de água na planície mantêm a mesma direção ditada pela direção geral da bacia (Forsberg et al., 2000).

Os alcances ou abrangências das amostras, na direção de anisotropia foram dependentes de cada variável, mas de uma maneira em geral, se mostraram maiores para todas as variáveis no *estado 2*, que é um estado caracterizado pela estabilidade do nível da água no período de água baixa. Maior alcance significa que as amostras possuem uma maior área de abrangência espacial, ou seja, estão contribuindo para explicar ou inferir valores em posições mais distantes que as não amostradas. Com a estabilidade do nível da água, a tendência é por menores movimentos e homogeneidade espacial das massas de água ao longo da planície, tendo como conseqüência esta maior correlação espacial ou abrangência das amostras. A Tabela 4.2 mostra que para o estado 2, os semivariogramas de todas as variáveis foram ajustados a um modelo matemático gaussiano. Segundo Burrough (1998), o ajuste de um semivariograma a um modelo matemático gaussiano, sugere existência de um padrão de variação espacial suave ao longo da área de estudo, refletindo com isto em uma maior abrangência espacial.

TABELA 4.2 – Parâmetros dos semivariogramas ajustados.

		Direção Anisotr.	Modelo Ajustado	Alcances (Max./Min.)	Erro médio	σ
pH	Set (4)	96	Gaussiano	15399/11700	0,002	0,033
	Nov.(2)	96	Gaussiano	10440/7900	0,013	0,048
	Fev (3)	96	Esférico	64000/15700	0,001	0,026
	Jun (1)	97	Esférico	22700/15150	0,001	0,138
TSS	Set. (4)	105	exponencial	5700/5700	0,57	460
	Nov.(2)	96	Gaussiano	8865/6825	-5,8	105
	Fev (3)	100	Esférico	39440/17000	-0,19	866
	Jun (1)	96	Exponencial	9250/4100	0,039	10.0
Clorofila	Set. (4)	96	Gaussiano	15000/7500	0,35	8
	Nov.(2)	106	Gaussiano	7200/5320	0,80	13
	Fev (3)	96	Gaussiano	9570/7300	-0,05	4
	Jun (1)	96	Gaussiano	10600/8600	1,0	11,6

4.6.2.1 TSS

A distribuição espacial e temporal da concentração de totais sólidos em suspensão (TSS) no Lago Grande de Curuai é influenciada por vários fatores que agem simultaneamente, mas com intensidades que variam ao longo do ciclo hidrológico. O TSS apresentou um padrão sazonal, com uma maior concentração média no estado 2 (Tabela 4.1), e a partir daí sua concentração na planície se reduz atingindo uma média mínima de 14,51 mg/l no estado 1, voltando a crescer no estado 4. Em termos de

variabilidade, o estado 1 foi o que apresentou menor coeficiente de variação (CV) igual a 0,29 e o estado 3 a maior igual a 0,54. A Figura 4.34 ilustra esta variabilidade espaço-temporal através de imagens em nível de cinza, resultantes da aplicação da krigagem ordinária. Tons mais claros, nestas imagens, representam valores maiores de TSS e tons escuros, valores menores.

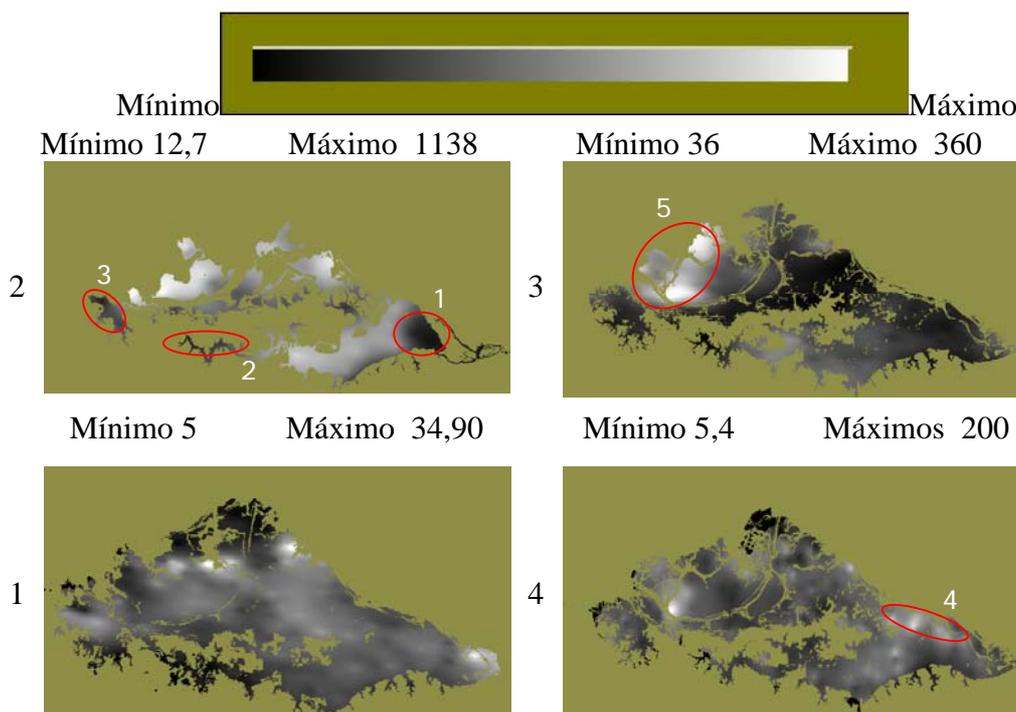


FIGURA 4.34 – Imagens em níveis de cinza, ilustrando a variabilidade espacial dos dados de TSS dos 4 períodos de coleta. Os tons de cinza estão relacionados com os valores (mg/l); tons mais claros representam valores maiores e tons mais escuros, valores menores.

Nos *estados 2 e 4 (água baixa e vazante)*, como não há entrada de água do rio Amazonas para a planície, as altas concentrações de TSS devem-se principalmente a dois fatores: o vento e a profundidade ao longo da planície. De setembro até o início de janeiro, a intensidade média mensal de vento dobra na região¹⁶, em relação ao resto do ano. Neste mesmo período, o nível de água na planície atinge cota mínima, durante o *estado 2*, quando a profundidade média chega a ser menor do que 1 metro (0,92 m, durante a campanha do *estado 2*). Esta combinação de baixa profundidade com ventos fortes propiciam altas taxas de ressuspensão de sedimento na maior parte da planície,

¹⁶ Dados fornecidos por um sistema automático fundeado no lago. (www.dpi.inpe.br/sima)

conforme se pode observar pela predominância de tons claros na imagem em níveis de cinza do *estado 2* (Figura 4.34). Neste período as concentrações de TSS são da ordem de 4 a 32 vezes maior que nos demais estados (Tabela 4.1-página 66).

Os dados de TSS para o *estado 2* (água baixa), foram ajustados a um modelo gaussiano, indicando, segundo Burrough (1998), que os dados apresentam um padrão suave de variação espacial, sem transições bruscas e com tendência a possuírem maior continuidade espacial ao longo da área de estudo. Conforme mencionado anteriormente, esta variação suave resulta da maior homogeneidade espacial das massas de água, devido à estabilidade do nível da água neste período. De fato, a análise exploratória dos dados mostrou que 69% das amostras apresentaram valores entre a média e um desvio padrão ($M \pm 1DP$). A elipse 1 a leste da planície (Figura 4.34) identifica a área ocupada por águas do rio Amazonas, com menor TSS, que já começaram a penetrar na planície. Já as elipses 2 e 3, mostram áreas de menor TSS, ocupadas por águas claras na margem sul durante o *estado 2*.

Durante o *estado 4*, vazante, quando o nível está numa cota intermediária, áreas do fundo do lago (elipse 4-Figura 4.34) que estavam expostas durante o *estado 2* (água baixa), estão com baixa profundidade, propiciando também a ressuspensão de sedimentos, com conseqüente aumento do TSS. Para o *estado 4*, a estrutura de variabilidade espacial do TSS ajustou-se a um modelo exponencial (Tabela 4.2). Segundo Burrough (1998), o ajuste de um semivariograma por um modelo matemático exponencial, sugere a existência de um padrão de variação espacial com uma transição gradual entre faixas de valores ou uma interferência entre padrões distintos. Conforme observado na Seção 4.6.1.1, as amostras de TSS do *estado 4* flutuam em torno da média, sendo que 75% dos valores se encontram entre ($M \pm 1DP$). Possivelmente esta flutuação é que foi capturada pela variografia, como transição gradual entre faixas de valores. Esta flutuação do TSS, provavelmente esta relacionado com ressuspensão nas diversas áreas mais rasas que ocorrem ao longo da planície.

Os dados de TSS do *estado 1* (cheia), também se ajustaram a um modelo exponencial. Na Seção 4.6.1.3, identificou-se pela análise do modelo Loess e do mapa de

agrupamento que valores decresciam de forma gradual a partir do centro para as direções norte e sul. Possivelmente esta característica também foi capturada pela variografia, resultando no ajuste do semivariograma a um modelo exponencial.

Finalmente no *estado 3* (enchente), a estrutura espacial do TSS ajustou-se a um modelo esférico (Tabela 4.2), sinalizando segundo Burrough (1998), existência de um padrão dominante com um ponto de transição bem definido. Na análise geral do *estado 3*, na Seção 4.6.1, observou-se que mais de 50% da área da planície encontrava-se com uma concentração de TSS entre 45 e 98 mg/l (pontos verdes na Figura 4.21-(a)), confirmando este padrão dominando. Este padrão está relacionado com massas de água provenientes do rio Amazonas, que por estarem chegando na planície deste o início de dezembro, já ocupam boa parte desta. Como essas águas já estão há mais tempo na planície, possuem menor TSS devido ao processo de sedimentação. Por outro lado, observa-se na imagem em nível de cinza, Figura 4.34 – elipse 5, uma área de maior TSS, e com um ponto de transição bem definido. Conforme mencionado na Seção 4.6.2.1, esta concentração mais elevada de TSS no extremo oeste está relacionada tanto com a baixa profundidade da área quanto ao início de entrada de águas do rio Amazonas pelos igarapés (Apêndice – Figura A3).

Finalmente vale ressaltar que fração orgânica na composição do total de sólidos em suspensão variou bastante, indo de 14% no *estados 2* para 48% no *estado 1* (Tabela 4.3). Este aumento da fração orgânica, deve-se ao aumento da produtividade primária, facilitada pela disponibilidade de nutrientes trazidos por águas brancas do rio Amazonas durante o *estado 3*, e pelo aumento transparência da água, que facilita a proliferação de organismos clorofilados (Kirk, 1994).

TABELA 4.3 – Frações orgânica (TSO) e inorgânica (TSI) na composição do TSS.

	Estado 4	Estado 2	Estado 3	Estado 1
TSI/TSS	0,73	0,86	0,85	0,52
TSO/TSS	0,27	0,14	0,15	0,48
TSI/TSO	3,32	6,85	6,06	1,23

4.6.2.2 Clorofila

Em lagos tropicais como o de Curuai, a temperatura, por estar sempre acima dos valores limitantes ao crescimento, não tem efeitos significativos sobre a variação espaço/temporal de fitoplâncton. Nesses lagos, a disponibilidade de nutrientes e a radiação subaquática são os principais fatores que controlam a distribuição de fitoplâncton (Wetzel, 1976; Engle e Melack, 1993). Em termos temporais, a clorofila, principal indicador da abundância do fitoplâncton, apresentou um padrão sazonal, com uma menor concentração média no *estado 3* (enchente) (Tabela 4.1), e a partir daí sua concentração na planície cresceu atingindo um máximo de 68,78 µg/l no *estado 4* (vazante), voltando a diminuir no *estado 2* (água baixa). Em termos de variabilidade, o *estado 2* foi o que apresentou menor coeficiente de variação (CV= 0,47) e o *estado 4* o maior (CV= 0,91). O aumento de clorofila do *estado 3* para o 1 (cheia) e do *estado 1* para o 4, refletiu o aumento da disponibilidade de nutriente e da radiação subaquática, da seguinte forma: durante o *estado 3* e início do *estado 1*, um grande aporte de nutriente atinge a planície através de águas brancas do rio Amazonas, com alta concentração de sedimentos. As concentrações médias de nitrogênio total e fósforo total no *estado 1* foram 703 e 40 µg/l respectivamente, enquanto no *estado 3* foram 208 e 35 µg/l. Este aumento de nutrientes associado à maior quantidade de radiação subaquática nos *estados 1 e 4*, devido à deposição de boa parte do sedimento inorgânico, confirmado pelas maiores profundidades Secchi médias¹⁷, forneceram as condições para o aumento da produtividade primária do fitoplâncton indicada pela maior concentração de clorofila (Melack e Fisher, 1990; Melack e Forsberg, 2001).

Em termos espaciais, a clorofila caracterizou-se por ter uma distribuição espacial heterogênea em todos os estados, apresentando manchas (“patches”) de maior concentração ao longo da planície. Nas imagens em nível de cinza da Figura 4.36, que mostra a variabilidade espaço-temporal da clorofila, durante o ciclo hidrológico em que foram realizadas as coletas, fica claro esse padrão de manchas em todos os estados.

¹⁷ As profundidades secchi médias foram: Estado 1= 0.58 metro, estado 4 = 0.22; estado 2 = 0.07; estado 3 = 0.11. As profundidades máximas foram 1.2, 0.77, 0.35 e 0.2 respectivamente.

Entretanto, em todos os estados, a variabilidade espacial da clorofila se ajustou a modelos gaussianos (Tabela 4.2), indicando, segundo Burrough (1998), um padrão de variação espacial suave ao longo da área de estudo. Ou seja, apesar da heterogeneidade observada visualmente, as transições entre as manchas de clorofila foram suaves.

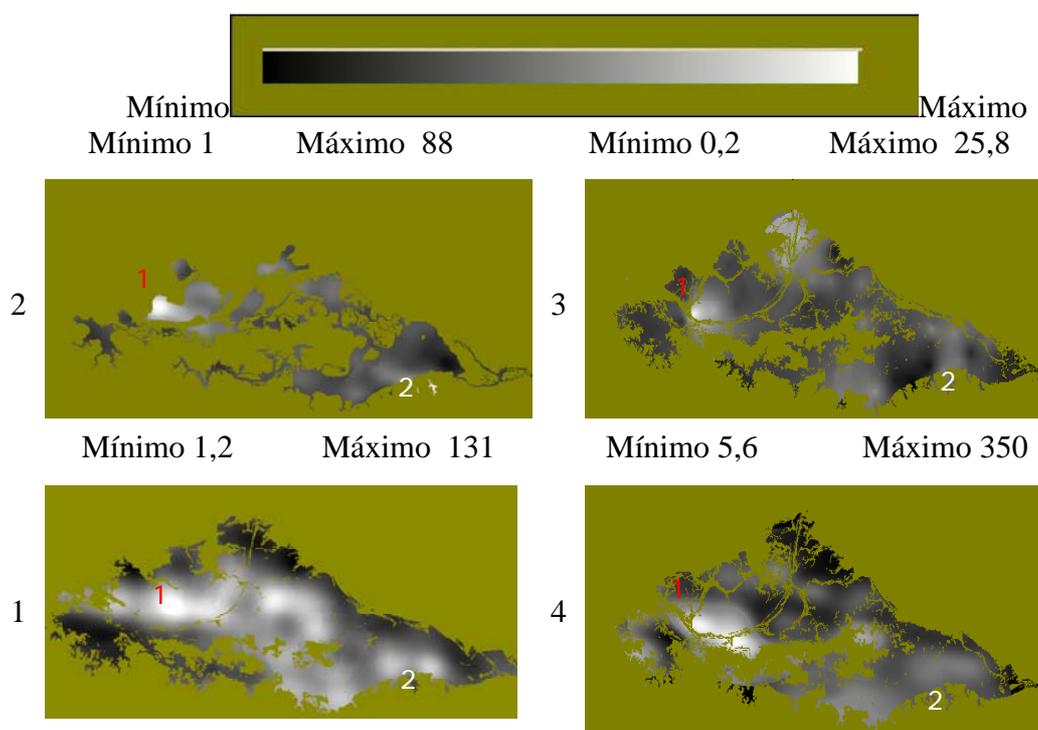


FIGURA 4.35 – Imagens em níveis de cinza, ilustrando a variabilidade espacial dos dados de clorofila dos 4 períodos de coleta. Os tons de cinza estão relacionados com os valores ($\mu\text{g/l}$); tons mais claros representam valores maiores e tons mais escuros, valores menores.

Durante a construção dos semivariogramas experimentais, identificou-se, principalmente na clorofila, a presença de um efeito, denominado na literatura de variografia, como efeito buraco. Segundo Burrough (1998), a presença deste efeito pode indicar que padrões pseudoperiódicos estão ocorrendo ao longo da área de estudo para aquela variável. Este efeito pode ser um indicador da “patchness” produzida pelas colônias de fitoplâncton, que formam manchas densas que mantêm uma certa equidistância. A princípio, estas manchas não são periódicas, mas no contexto de um ambiente dinâmico, podem eventualmente aproximar de uma certa periodicidade. Estas manchas de fitoplâncton são deslocadas por ventos e correntezas, além de migrarem ao

longo do dia na coluna d'água em função da variação da irradiância descendente (Kirk, 1994).

Os locais identificados pelos números 1 e 2, na Figura 4.35, como mencionado na Seção 4.6.1.1 apresentaram sempre altas concentrações de clorofila associadas a atividade antrópica na planície. O local 1, é utilizado para criação de búfalos, durante certo período do ano, e nas vizinhanças do local 2, existem várias comunidades. Na vizinhança do local 2, encontra-se a vila de Curuai que abrigava uma população de cerca de 3 500 habitantes em 2003. Segundo informações de campo, na área de estudo existem 96 comunidades que abrigam uma população de cerca de 20 mil habitantes. A população de cada comunidade é em média composta por cerca de 208 pessoas.

4.6.2.3 pH

Pela Tabela 4.1 verifica-se que em média o pH das águas da planície é sempre maior que o do Rio Amazonas. Observa-se também um comportamento crescente do pH na planície, partindo de um valor médio de 6,75 no *estado 2* e atingindo em média valores de 7,72 no *estado 4*. Este aumento do pH pode ser explicado pelo aumento da produtividade fitoplanctônica, que atinge o seu máximo no estado 4. Em termos de variabilidade, o *estado 2* foi o que apresentou menor coeficiente de variação (CV) igual a 0,04 e o *estado 4* o maior igual a 0,1.

Para os *estados 2 e 4*, período de vazante e água baixa respectivamente, os semivariogramas do pH foram ajustados a modelos gaussianos (Tabela 4.3) sinalizando, conforme mencionado na Seção 4.6.2.1, que os dados apresentam um padrão suave de variação, sem transições bruscas e com tendência a possuírem maior continuidade espacial ao longo da área de estudo. As imagens em nível de cinza (Figura 4.36) refletem estas características. Na imagem do *estado 4*, observa-se esta transição gradual entre regiões de maior e menor pH, representadas por regiões claras e escuras, respectivamente. No *estado 2*, percebe-se uma homogeneidade grande do pH na planície, indicando baixa variabilidade neste estado, conforme identificado pelo coeficiente de variação de 0,04.

O baixo coeficiente de variação para o pH no *estado 2*, mencionado anteriormente, fica visualmente evidente na imagem em nível de cinza, onde se observa ao longo de toda a planície praticamente o mesmo tonalidade de cinza. Somente ao longo da margem sul, elipses pretas, observam-se pH menores, devido à presença de águas claras.

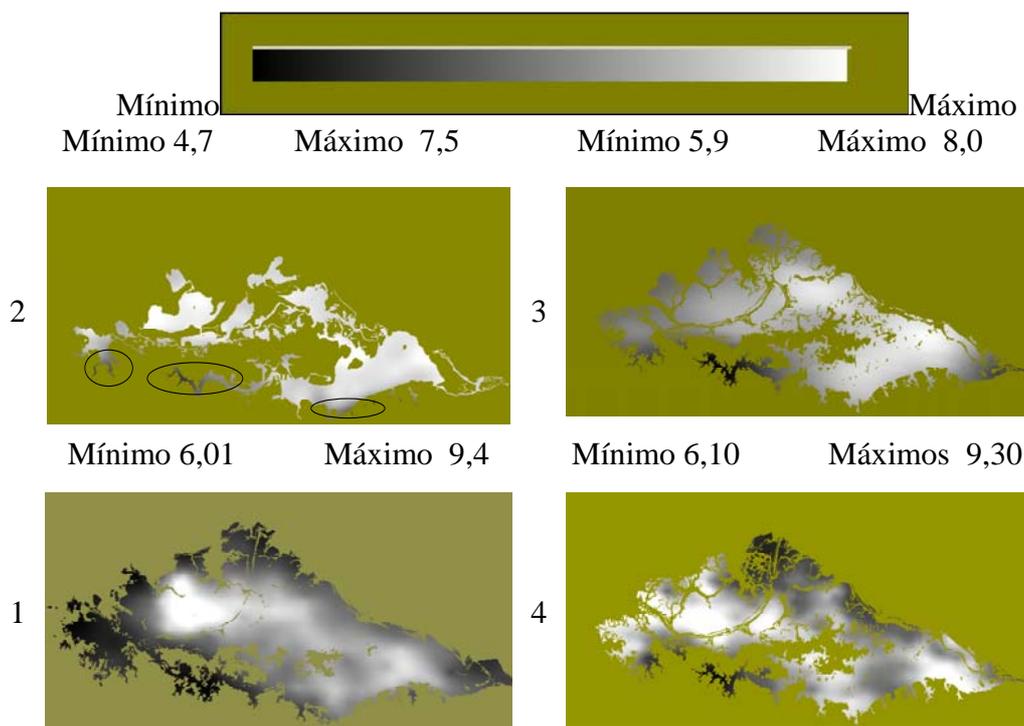


FIGURA 4.36 – Imagens em níveis de cinza, ilustrando a variabilidade espacial dos dados de pH dos 4 períodos de coleta. Os tons de cinza estão relacionados com os valores; tons mais claros representam valores maiores e tons mais escuros, valores menores.

Para os períodos de subida e cheia, *estados 3 e 1*, os semivariogramas do pH foram ajustados a modelos matemáticos esféricos. O ajuste a modelos esféricos sugere a presença de um padrão espacial dominante com um ponto de transição bem definido. Na imagem em nível de cinza do *estado 1* (Figura 4.36), observa-se uma predominância de valores mais altos de pH ao longo da planície, com uma transição bem definida em direção a regiões marginais. Aproximadamente 90% das regiões marginais se caracterizam por pH baixo. Este pH baixo em regiões marginais do *estado 1*, está relacionado com a presença de maior concentração de matéria orgânica lixiviada dos solos florestados dos diques marginais à planície. O *estado 3* apresenta uma certa homogeneidade de valores mais altos em boa parte da planície, com valores baixos

somente em parte da margem sul, identificada por uma elipse vermelha. O padrão de valores baixos em todas as margem, identificados no *estado 1*, não se repete aqui, provavelmente porque o nível da água ainda não é suficiente para inundar as florestas marginais e carrear matéria orgânica para a planície.

Observa-se nas imagens em nível de cinza de pH e de clorofila para o estado 1 (cheia), Figura 4.36 e Figura 4.35, uma certa correlação espacial, dado que regiões mais brancas na imagem do pH (maior pH) correspondem a regiões mais brancas na imagem de clorofila (maior concentração de clorofila). Um modelo de regressão não espacial com um $R = 0,76$ e valor $p < 0,001$ (Figura 4.37) confirmou esta correlação entre estas variáveis no *estado 1*.

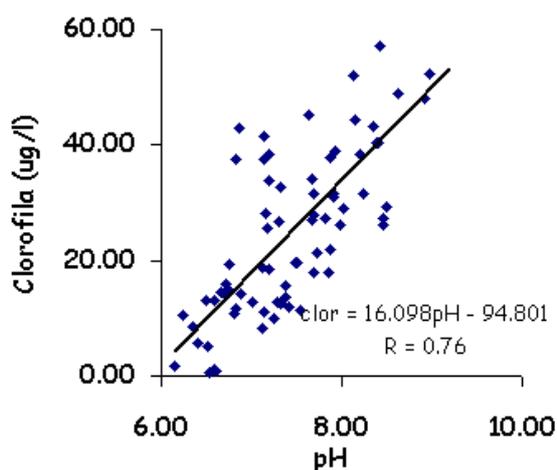


FIGURA 4.37 – Correlação entre pH e Clorofila no estado 1.

4.6.2.4 COD

Conforme mencionado na análise exploratória, Seção 4.5.1, não se identificou uma correlação significativa entre o COD e as demais variáveis medidas *in situ*. Em função disto, não foi possível construir um modelo de regressão para aumentar a amostragem de COD, inviabilizando a aplicação da krigagem ordinária. Entretanto, na análise por estado do sistema, Seção 4.6.1, pode-se ter uma boa visão da variação do COD durante o ciclo hidrológico das campanhas de campo.

Em termos espaciais, o COD apresentou valores mais altos na margem norte e oeste durante os estados 2 (água baixa) e estado 3 (enchente) devido a excreção e decomposição de bancos de macrófitas (Schindler et al., 1976; Silva, 2004) em lagos isolados, rasos e sem grandes trocas de água com o resto da planície. Na margem sul, onde ocorrem a presença de águas claras, o COD foi baixo durante o estado 2, e apresentou valores de médios a alto no estado 3. Esta é uma característica de águas claras com baixo TSS e COD médio.

Durante o *estado 1* (cheia), também ocorreu valores mais altos de COD na margem norte devido ao processo de lixiviação da liteira da floresta (Engle e Melack, 1993; Richey et al. 1991). Entretanto, no restante da planície, a distribuição espacial foi heterogênea, ocorrendo valores altos e baixos, indicando que os processos biológicos locais são os responsáveis por esta distribuição.

Como nos estados 2 e 3, durante o estado 4, toda a margem norte e oeste da planície apresentou concentração de COD mais alta que o restante da planície, devido a presença de águas que estavam em floresta inundada durante o estado 1 (cheia). Nas demais áreas da planície com alta concentração de fitoplâncton e alguns bancos de macrófitas flutuando, o COD apresentou uma distribuição espacial homogênea, com valores entre a média e 1 desvio padrão abaixo. A excreção e decomposição destes organismos e de macrófitas (Schindler et al., 1976; Engle e Melack, 1993), associado a misturas de águas das margens sul e oeste, podem estar contribuindo para estes valores de COD.

4.7 Considerações Finais

A análise da distribuição espacial por faixas de valores dos dados limnológicos, complementada pela análise de tendência direcional, utilizando modelos Loess, permitiu identificar e descrever a dinâmica espaço-temporal da composição das massas de água da planície de Curuai. A análise variográfica refinou esta descrição, identificando os padrões de variabilidade espacial em cada variável. A aplicação da técnica de krigagem, convertendo observações pontuais e espacialmente irregulares, para uma representação matricial, forneceu uma visão mais realista do comportamento espacial das variáveis, facilitando a identificação de padrões espaciais.

Esta análise mostra que o principal tipo de água que circula pela planície é formado por águas brancas em todas as fases do ciclo hidrológico. Águas claras e pretas foram identificadas somente em regiões marginais. Na margem sul encontra-se principalmente águas claras de pequenos rios que deságuam na planície. Durante certos períodos do ciclo hidrológico, estas águas claras ficam confinadas em área onde ocorre decomposição de bancos de macrófitas, e em função disto, passam a apresentar características de águas pretas.

Durante o período de cota máxima, com o transbordamento da calha do rio Amazonas, a água além de atingir a planície pelos igarapés, penetra ao longo da floresta que fica entre o rio e a planície. As setas vermelhas na Figura 4.25-(c), indicam os pontos de entrada dos igarapés. Pelos igarapés, a água com maior velocidade, atinge a planície à mesma concentração de sedimentos que tinha na calha (pontos vermelhos onde a concentração é $M+2DP$). Como a planície está completamente inundada na cota máxima, e em equilíbrio com a cota do rio, a água começa a usar a planície como um atalho, entrando pelos igarapés da margem oeste e norte e se deslocando para a saída da margem leste. Neste deslocamento de oeste para leste, a água segue preferencialmente por um paleo-canal¹⁸, que existe no centro da planície, sem reduzir muito sua velocidade, e não dando tempo para uma maior deposição do material em suspensão, conforme indicados pela faixa de pontos lilases ($M+1DP$) de oeste para leste.

A questão que se coloca, e a ser avaliada no próximo capítulo, é se esta dinâmica espaço-temporal de composição da água pode ser identificada e caracterizada através de espectros coletados simultaneamente com os dados limnicos.

¹⁸ No capítulo 6, Figura 6.14, mostra de forma aproximada o local deste paleo-canal

CAPÍTULO 5

TRATAMENTO E ANÁLISE DE DADOS ESPECTRAIS

5.1 Introdução

Diante da dimensão e complexidade dos diferentes corpos de água da Amazônia, o uso de técnicas de Sensoriamento Remoto (S.R.) associadas a dados de campo, apresenta-se como uma boa solução para um entendimento regional da planície de inundação amazônica. Entretanto, devido à especificidade dos ambientes aquáticos, as técnicas de extração de informação e a modelagem dos dados de sensoriamento adquiridos sobre estas áreas, têm suas características peculiares. Por exemplo, de uma forma genérica pode-se afirmar que em estudos de alvos terrestres por Sensoriamento Remoto, a reflectância da onda eletromagnética na superfície da terra é normalmente modelada como um evento bidimensional de espalhamento simples. Entretanto, quando o alvo se constitui em ambientes aquáticos, a modelagem se torna bem mais complexa. Neste caso a modelagem é inerentemente tridimensional (Figura 5.1), e envolve espalhamento múltiplo de diferentes ordens dentro do perfil do corpo d'água (McCluney, 1974).

Observa-se que em imagens multiespectrais obtidas por sensores orbitais, ambientes aquáticos aparecem escuros, ou seja, com uma baixa reflectância. Nestes ambientes, a reflectância dificilmente ultrapassa 20%. Isto resulta em baixos valores de radiância registrados pelo sensor, dos quais entre 85 e 90% resulta de processos que acontecem na atmosfera, os quais adicionam ao sinal originado na superfície um sinal correspondente à radiância da atmosfera. Assim sendo, somente de 10 a 15 % do sinal registrado pelo sensor, traz informações sobre o corpo d'água, e desse apenas uma pequena fração é relativa às porções superficiais da coluna d'água.

Estas informações são caracterizadas por variações de cor e brilho na porção aquática de uma imagem multiespectral e estão associadas a diferentes concentrações de constituintes opticamente ativos presentes na coluna de água.

Outra peculiaridade da aplicação de sensoriamento remoto ao estudo de sistemas aquáticos é que o mesmo encontra-se limitado a uma faixa relativamente estreita do espectro eletromagnético em comparação com os demais alvos terrestres. Isto se deve a uma combinação de fatores: a baixa irradiância solar à superfície terrestre em comprimentos de onda menores que 400 nm, e a combinação da baixa energia solar com o abrupto aumento de absorção da energia eletromagnética pela água em comprimentos de onda maiores que 850 nm. Então, devido às restrições acima, a faixa entre 400 nm e 850 nm é normalmente escolhida por pesquisadores para desenvolvimento de métodos para estimativa de parâmetros de qualidade de água por sensoriamento remoto (Dekker, 1993).

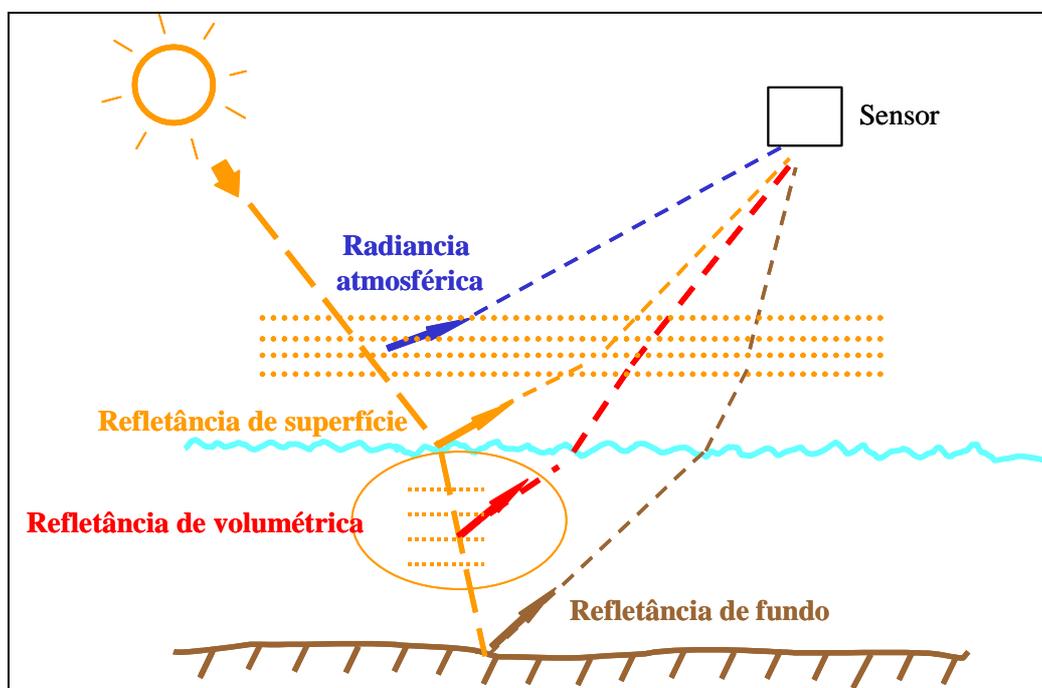


FIGURA 5.1 – Processos na trajetória da radiação solar, desde a sua entrada na atmosfera, passando pela interface ar/água, sua interação com a coluna d'água, e seu caminho em direção ao sensor.

Apesar das dificuldades apontadas anteriormente, diversas pesquisas têm demonstrado que imagens da região óptica do espectro eletromagnético são fontes eficientes de informação para traçar o caminho da água e para determinar a região de influência de águas fluviais em ecossistemas alagáveis em relação à da água de origem local (Mertes

et al., 1995). Os sedimentos inorgânicos em suspensão na água funcionam como traçador natural da dinâmica espacial da água na planície. Estudos conduzidos por vários pesquisadores (Morel e Prieur, 1977; Kirk, 1994; Curran e Novo, 1988; Novo et al. 1989a; Quibell, 1991; Dekker, 1993), realizados com base em dados obtidos em laboratório e em coletas de campo, analisaram os efeitos de diferentes concentrações de sedimentos e de clorofila na resposta espectral de corpos d'água. A decomposição de dados espectrais através da aplicação de modelos hidro-ópticos (McCluney, 1974; Morel e Gordon, 1980; Dekker, 1993), e técnicas como análise derivativa e razão de bandas (Demetriades-Shah et al., 1990; Rundquist et al., 1996; Chen *et al.*, 1992; Goodin et al., 1993; Louchard, 2002) permitem estimar a concentração dos constituintes opticamente ativos presentes na água.

Então devido à complexidade do sensoriamento remoto de ambientes aquáticos (modelagem tridimensional, espalhamento múltiplo e etc), a extração de informação destes dados, através de modelos hidro-ópticos, análise derivativa e outras técnicas, só será eficiente com uma boa compreensão dos processos de interação da energia eletromagnética com a água e seus componentes opticamente ativos.

Em função disto, faz-se a seguir uma revisão dos processos de interação de corpos d'água com a radiação eletromagnética (REM) e dos principais métodos de extração de informações dos dados obtidos por sensoriamento remoto em ambientes aquáticos.

5.2 Conceitos de Óptica Hidrológica

A radiação eletromagnética compreendida entre 400 e 740 nm¹⁹ é comumente referenciada com luz visível, por ser a região do espectro eletromagnético à qual o olho humano é sensível. É também nesta região que a radiação solar atinge o meio ambiente terrestre com maior intensidade. Coincidentemente, um dos processos químicos mais importantes que acontece na superfície da terra, a fotossíntese, também utiliza a radiação solar dessa faixa espectral, e por isto, em ecologia vegetal, esta faixa de radiação é denominada de radiação fotossinteticamente ativa. A luz interage e é

¹⁹O limite superior dessa faixa é bem variável, visto que alguns autores consideram 700, outros 720, e outros 740 nm.

fortemente afetada pela natureza do meio no qual ela se propaga, sendo denominado de óptica hidrológica o campo da física que estuda essas interações e busca definir propriedades ópticas do meio aquático.

Várias propriedades ópticas podem ser definidas, tanto para o campo de luz radiante incidente quanto para o meio aquático, ou seja, para a água e seus constituintes. Conhecer as propriedades características (espalhamento e absorção) da água e de cada um de seus constituintes e como estes processos ocorrem quando a radiação eletromagnética penetra em um corpo de água, é um dos subsídios para analisar as informações extraídas de dados de sensoriamento remoto de ambientes aquático. Neste sentido, o que o sensoriamento remoto óptico aplicado a ambientes aquático busca é inferir sobre os parâmetros de qualidade de água a partir das possíveis relações entre as propriedades de um campo de luz incidente e as propriedades ópticas do meio aquático.

5.2.1 Propriedades Ópticas Inerentes da Água e de seus Constituintes

Somente duas coisas acontecem quando fótons penetram num corpo d'água. Eles podem ser absorvidos ou eles podem ser espalhados. A parte absorvida é transformada em energia química pela fotossíntese ou em energia calorífica através do aquecimento da água. Já os choques dos fótons com as partículas dissolvidas e/ou em suspensão causam o fenômeno de dispersão ou espalhamento. É este espalhamento espectral na coluna d'água que causa a mudança na direção da radiação descendente, resultando com isto, uma radiação ascendente alterada em vários comprimentos de onda pelos componentes presentes na coluna d'água.

A magnitude dos processos de absorção e espalhamento está intimamente relacionada com a composição dessa coluna d'água, ou seja, com as concentrações dos materiais dissolvidos e/ou em suspensão. Então, para utilizar os processos de espalhamento e de absorção da luz na água para inferir sua composição, torna-se necessário quantificá-los. Para qualquer que seja o comprimento de onda da luz incidente, as propriedades de absorção e espalhamento do meio aquático podem ser quantificadas em termos dos coeficientes de absorção e de espalhamento e da função de espalhamento volumétrico.

Estes coeficientes são definidos conceitualmente com a ajuda de uma camada imaginária, fina, plana, e paralela ao meio, iluminada por um feixe de luz monocromático estreito e incidente perpendicularmente (Kirk, 1994). A Figura 5.2 ilustra este esquema. Parte da luz incidente é absorvida pela camada e parte é espalhada, isto é, tem sua direção alterada em relação à direção original do feixe de luz. A fração do fluxo incidente que é absorvido, dividido pela espessura da camada imaginária, é definida como *coeficiente de absorção*, *a*. A fração do fluxo incidente que é espalhado, dividido pela espessura da camada, é definida como *coeficiente de espalhamento*, *b*.

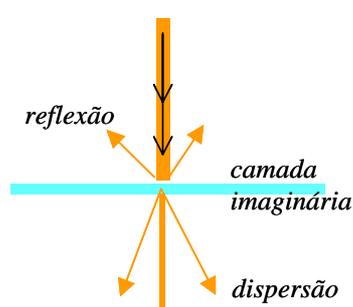


FIGURA 5.2 – Interação de um feixe de luz com uma fina camada de água.
FONTE: Kirk (1994).

Estes dois coeficientes são expressos em “valores” por metro (m^{-1}), e podem ser interpretados da seguinte forma: uma absorção de $0,5 m^{-1}$ indica que em média os fótons entrando na coluna de água, têm uma chance de $e^{-0.5}$ ou 40% de ser absorvido no primeiro metro. A soma desses dois coeficientes é definida como o *coeficiente de atenuação*²⁰, *c*. Então, o coeficiente de atenuação, $c = a + b$, representa a perda total de luz, na direção do feixe, devido à combinação dos processos de espalhamento e absorção. Vale ressaltar, que estes processos possuem variação não linear²¹, são dependentes do comprimento de onda, e dos constituintes presentes na coluna d’água. Kirk (1994) e Mobley (1994) apresentam, de forma detalhada, descrições teóricas e diferentes abordagens para a modelagem destes processos.

A penetração e a configuração do campo de luz em um determinado meio depende não só do valor do coeficiente de espalhamento, mas também da forma e da distribuição

²⁰ O nome coeficiente de extinção é também usado para designar *c*.

²¹ Em alguns casos esta variação é exponencial.

angular do fluxo de luz resultante do processo de espalhamento primário. Esta distribuição angular tem uma forma característica para um determinado meio, e é descrita (modelada) pela função de *espalhamento volumétrico*, $\beta(\lambda)$. Formalmente, a função de espalhamento volumétrico para um corpo d'água é definida como a intensidade radiante de um volume d'água, em uma dada direção por unidade de irradiância sobre aquele volume (Jerlov, 1976).

Para propósitos de sensoriamento remoto é conveniente separar o coeficiente de espalhamento em dois componentes: um componente relativo ao espalhamento para frente e um componente relativo ao retroespalhamento. Assim, o coeficiente de espalhamento total pode ser expresso como a soma do coeficiente de *espalhamento frontal* b_f e do *coeficiente de retroespalhamento* b_b ($b = b_f + b_b$). O coeficiente de retroespalhamento b_b é o mais relevante para sensoriamento remoto, dado que ele define a quantidade de luz espalhada na direção ascendente.

Os coeficientes de absorção e de espalhamento e a função de espalhamento volumétrico descritos anteriormente são denominados de *propriedades ópticas inerentes* da água, pois suas magnitudes, para cada comprimento de onda, só dependem das propriedades físico-químicas e das concentrações dos constituintes que compõem o meio aquático. Por serem propriedades físicas do meio, estes coeficientes independem de mudanças na distribuição angular do fluxo radiante, ou seja, da estrutura geométrica do campo de luz ambiente (Kirk, 1994).

A partir dos coeficientes específicos de absorção e retroespalhamento, a composição e a concentração dos constituintes opticamente ativos presentes na água podem ser inferidas por modelos hidro-ópticos. Através de modelos hidro-ópticos diretos e inversos, relações físicas podem ser derivadas entre os parâmetros de qualidade de água, o campo de luz subaquático e as medidas feitas por sensoriamento remoto (Figura 5.3). Em modelos diretos, os valores das propriedades ópticas inerentes e aparentes são utilizadas para inferir o sinal registrado pelo sensor remoto e, em modelos inversos, as concentrações dos constituintes opticamente ativos presentes na coluna d'água são inferidas a partir do sinal registrado pelo sensor.

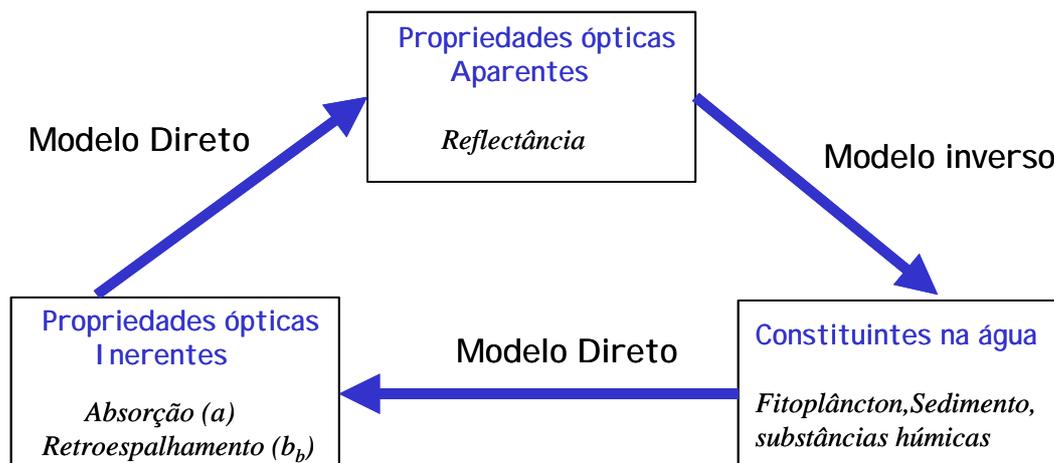


FIGURA 5.3 – Relação entre modelos e propriedades do ambiente aquático.
 FONTE: Durant et al. (1999)

5.2.2 Propriedades Ópticas Aparentes

Além das propriedades inerentes, um outro conjunto de propriedades ópticas, que são influenciadas tanto pelas substâncias que compõem o meio aquático quanto pelo campo de luz ambiente, pode ser definido para corpos d'água. Este novo conjunto é denominado de *propriedades ópticas aparentes*. O coeficiente de atenuação difusa, a reflectância irradiante de subsuperfície $R(0^-)$ e a reflectância estimada a partir do sinal medido pelo sensor remoto são exemplos de propriedades ópticas aparentes.

5.2.2.1 Coeficiente de Atenuação Difusa

Uma propriedade óptica aparente de interesse é o *coeficiente de atenuação difusa* para a irradiância descendente, $K_d(\lambda)$, que define a taxa de decréscimo da irradiância descendente $E_d(\lambda)$ com a profundidade Z . Conceitualmente, isto é definido como a derivada de $E_d(\lambda)$ em relação a profundidade Z :

$$K_d(\lambda) = -\frac{dE_d(\lambda, z)}{d(z)} \quad (5.1)$$

O $K_d(\lambda)$ é usado em modelos de penetração da luz, por exemplo, para computar a produtividade primária em função da disponibilidade de luz com a profundidade. Vale ressaltar que $K_d(\lambda)$ é função do comprimento de onda (λ), ou seja, ele varia com λ .

5.2.2.2 Reflectância Irradiante de Subsuperfície

A reflectância irradiante de subsuperfície ($R(0^-)$), a qual pode ser descrita a partir das propriedades ópticas inerentes, é um parâmetro chave na ligação entre as propriedades da água e a radiância medida pelo sensor. Vários estudos foram feitos relacionando as propriedades ópticas inerentes e a ($R(0^-)$). Gordon *et al.* (1975), utilizando simulações de Monte Carlo, chegou depois de simplificações à relação apresentada na Equação (5.2).

$$R(0^-)_\lambda = f \frac{b_b(\lambda)}{a(\lambda) + b_b(\lambda)} \quad (5.2)$$

Onde $R(0^-)_\lambda$ é a reflectância irradiante de subsuperfície no comprimento de onda λ ; e f é um coeficiente que varia com as condições de iluminação. Para sol no zênite f foi estimado em 0.324 e para céu uniforme e sem nuvens 0.369.

Morel e Prieur (1977), estudando uma grande variedade de tipos d'água, classificou-as a partir da relação (*concentração de pigmentos/coeficiente de espalhamento*) em dois tipos, que eles denominaram de caso 1 e 2 (Figura 5.4): no caso 1, a concentração de clorofila é muito alta em relação ao coeficiente de espalhamento; no caso²² 2, a concentração de partículas inorgânicas é muito alta em relação à concentração de pigmentos. Para o caso 1, encontrado em águas oceânicas claras, o processo dominante é a absorção, $a(\lambda) \gg b(\lambda)$, e para este caso, a Equação (5.2), foi simplificada por Morel e Prieur (1977) para:

$$R(0^-)_\lambda = 0.33 \frac{b_b(\lambda)}{a(\lambda)} \quad (5.3)$$

²² Este caso 2 é encontrado em águas interiores. Os tipos de água descritos por Sioli (1984) para a região amazônica caem todos dentro deste caso 2.

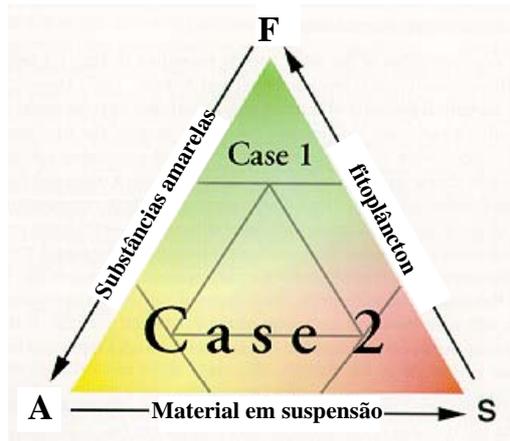


FIGURA 5.4 – Classificação de águas segundo Morel e Prieur (1977).
 FONTE: Durant et al. (1999)

Kirk (1991), estudando águas do caso 1 para diferentes elevações solares, chegou a Equação (5.4):

$$R(0^-)_\lambda = f \frac{b_b(\lambda)}{a(\lambda)} \quad (5.4)$$

com valores de f iguais a 0.328, 0.391, 0.449 para as elevações solares de 90° , 45° e 30° , respectivamente.

Dekker *et al.* (1995), utilizando o modelo desenvolvido por Gordon *et al.* (1975), Equação (5.2), chegou a uma relação linear para estimativa da reflectância irradiante de subsuperfície a partir do albedo de retroespalhamento, Equação (5.5), a qual se mostrou adequada para águas interiores:

$$R(0^-) = r_i \omega_b \quad (5.5)$$

onde ω_b é o albedo de retroespalhamento $\omega_0(\lambda) \equiv \frac{b(\lambda)}{c(\lambda)}$. O valor r_i varia entre 0,12 e

0,56 e é dependente do corpo de água.

Dekker (1993) desenvolveu um modelo que relaciona ($R(0^-)$) com a reflectância irradiante inerente ($R(0)$), definida por Jerlov (1976)²³. Ou seja, um modelo (Equação 5.6) que transporta a reflectância de subsuperfície para a reflectância logo acima da superfície da água.

$$R(0^-) = R(0) / \{ (1 - \rho_{\text{sol}})(1 - F) + (1 - \rho_{\text{dif}})F + \rho_a R(0) \} \quad (5.6)$$

Onde ρ_{sol} é a reflectância na interface ar/água devido a irradiância solar direta; ρ_{dif} é a reflectância da irradiância difusa na interface; e ρ_a é a reflectância descendente da irradiância difusa ascendente na interface água/ar.

A reflectância irradiante de subsuperfície ($R(0^-)$), é considerada um parâmetro chave na ligação entre as propriedades da água e a radiância medida pelo sensor pelas seguintes razões:

- 1) Pode-se relacionar diretamente ($R(0^-)$) com propriedades físicas do meio aquático;
- 2) ($R(0^-)$) não contém a componente indesejável de reflectância de superfície, ou seja, a reflectância especular;
- 3) ($R(0^-)$) não contém o retroespalhamento atmosférico;
- 4) Por ser uma razão entre a irradiância ascendente (E_{wu}) e irradiância descendente (E_{wd}) subaquáticas, ($R(0^-)$) independe das condições do céu, ou seja, das variações da irradiância²⁴.

Em função destas razões, algoritmos para aplicações em sensoriamento remoto baseado em ($R(0^-)$) têm validade multitemporal, ou seja, são válidos não só para o momento e local da coleta, mas podem também ser relacionado com todo o ambiente aquático em estudo (Dekker, 1993). Além disto, informações sobre os constituintes da água, que afetam as propriedades ópticas inerentes e por consequência o sinal medido pelo sensor, podem ser extraídas destes modelos baseados em ($R(0^-)$).

²³ ($R(0)$) = $E_{\text{wu}} / E_{\text{ad}}$, E_{wu} irradiância ascendente de sub-superfície. E_{ad} irradiância descendente acima da superfície.

²⁴ Estudos mostram que ($R(0^-)$) é influenciado por ângulos de irradiância e de medidas maiores do que 40° em relação a nadir.

O relacionamento entre as propriedades ópticas inerentes, os parâmetros de qualidade de água e as propriedades ópticas aparentes é apresentado na Figura 5.5. É a partir dos efeitos causados nas propriedades ópticas inerentes, que flutuações, nas concentrações dos constituintes opticamente ativos presentes na água, afetam a reflectância de subsuperfície e outras medidas das condições ópticas subaquáticas. A partir das propriedades ópticas inerentes, que são propriedades físicas bem definidas, um conjunto de abordagens e definições sobre corpos d'água, pode ser decomposto em propriedades que são comparáveis.

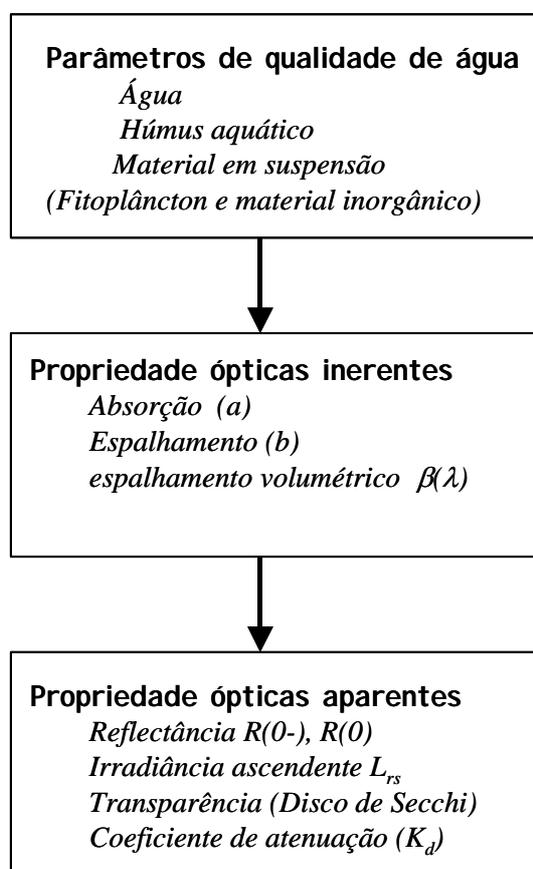


FIGURA 5.5 – Relacionamento entre parâmetros de qualidade de água e propriedades ópticas aparentes e inerentes.
FONTE: Dekker et al. (1995)

Vale ressaltar que o sensoriamento remoto permite medir uma fração da reflectância irradiante acima da superfície ($R(0^+)$), a qual devido à reflectância de superfície, aos efeitos da geometria de aquisição e às condições atmosféricas tem vínculos menores com a composição da água. Entretanto, este estudo pretende investigar, apesar dessas

limitações, se (R0+) pode ser usada para caracterizar a composição da água, e quais os limites do uso dessa grandeza, principalmente se considerar que ela é uma grandeza integrada para todas as direções e as medidas com sensores são direcionais.

5.3 Propriedades dos Componentes Opticamente Ativos de um Ecossistema Aquático

Essencialmente todas as alterações que ocorrem nas propriedades ópticas inerentes de um ecossistema aquático podem ser atribuídas a três componentes do ecossistema: a própria água, as substâncias húmicas dissolvidas, e ao material particulado em suspensão, denominado aqui de TSS (total de sólidos em suspensão), o qual pode ser decomposto de duas frações; uma formada por matéria orgânica viva e outra matéria inorgânica e detritos. Como as propriedades espectrais destes componentes variam com o comprimento de onda incidente, sintetizam-se a seguir as propriedades de cada um desses componentes para a faixa de 400 a 800 nm.

5.3.1 Propriedades Espectrais da Água Pura

Sathyendranath et al. (2000) concluíram a partir de estudos e medidas detalhadas realizadas por vários pesquisadores (Palmer e Williams, 1974; Smith e Baker, 1981; Pope e Fry, 1997) que as características de absorção da água pura podem, com alto grau de confiança, ser consideradas invariantes. Como pode ser observado na Figura 5.6, o coeficiente de absorção (a) da água pura é mínimo na região compreendida entre 400 e 500 nm, passando a ser significativa a partir de 550 nm e aumentando rapidamente na região do infravermelho. Dois pontos de inflexão “shoulders” podem ser notados na curva: um bem definido próximo de 604 nm e um mais fraco próximo de 514 nm. Estes dois pontos são atribuídos ao quinto e sexto harmônicos da vibração molecular²⁵ da ligação O—H na água. O máximo de absorção próximo a 745 nm no infravermelho corresponde ao quarto harmônico (Kirk, 1994).

Já o coeficiente de espalhamento (b) da água pura, ao contrário da absorção, é máximo na região do azul, e decresce exponencialmente em direção ao infravermelho. Estudos

²⁵ A frequência fundamental de vibração molecular da água é em torno de 3 μ m.

conduzidos por Morel e Prieur (1977), demonstraram que o espalhamento pela água pura b_a pode ser de dois tipos: molecular²⁶ b_m e por partículas b_p , ($b_a = b_m + b_p$). A função de espalhamento volumétrico para o espalhamento molecular é simétrica (segue a lei de Rayleigh para gases), ou seja, 50 % do espalhamento molecular é retroespalhado. Por outro lado, o espalhamento por partículas segue a lei de Mie, e possui um componente de retroespalhamento muito pequeno, da ordem de 1 % do espalhamento total por partículas (Morel e Prieur, 1977). Devido a esta alta razão de retroespalhamento, mesmo quando o retroespalhamento molecular total é somente uma pequena fração do retroespalhamento total na água, b_a , ele tem um papel importante para o seu comportamento espectral (Sathyendranath et al., 2000).

Se o espectro de reflexão da água pode ser estimado pela razão (b/a), pode-se concluir que a energia refletida pela água pura é máxima na região do azul e decresce em direção ao vermelho. Em função disto, pode-se considerar que o comportamento espectral da água pura é determinado, basicamente, pelo espalhamento molecular nos comprimentos de onda mais curtos.

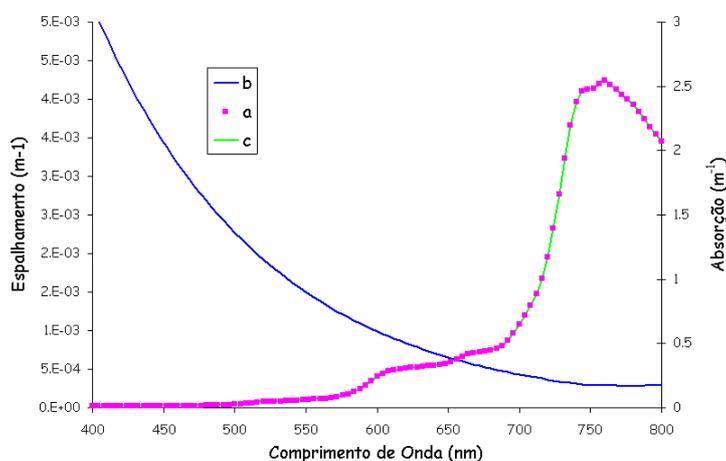


FIGURA 5.6 – Coeficiente de absorção (a) e de Espalhamento (b) da água pura.
FONTE: Dekker (1993)

²⁶ Usa-se aqui o termo espalhamento molecular, utilizado de forma genérica por Morel e Prieur (1977). Kirk (1994) chama esse espalhamento na água de espalhamento devido a flutuações de densidade. Esse espalhamento devido à flutuação de densidade em líquidos, pode ser modelado segundo a teoria de Rayleigh para gases, que o trata como um espalhamento isotrópico. O mesmo não acontece com o espalhamento por partículas, que segue a lei de Mie, que é fortemente direcional.

5.3.2 Propriedades Espectrais das Substâncias Húmicas

Durante o processo de decomposição de matéria orgânica por ação microbiana, antes de se chegar no dióxido de carbono e formas inorgânicas de nitrogênio, enxofre e fósforo, um grupo de compostos complexo denominado substâncias húmicas ou substâncias amarelas é formado. Esta denominação de substâncias amarelas deve-se ao fato de que esses compostos removem eficientemente nos primeiros centímetros da coluna d'água o componente azul da radiação incidente, fazendo com que o corpo d'água tenha uma cor amarelada. Os compostos que formam as substâncias húmicas variam em tamanho numa faixa que se estende de moléculas solúveis a agregados macromoleculares insolúveis. Em função desta característica, as substâncias húmicas são classificadas por fracionamento em: húmus, ácidos húmicos e ácidos fúlvicos (Kirk, 1994). O *húmus* é a fração da substância húmica que não se dissolve em uma solução alcalina. O *ácido húmico* é a fração da parte solúvel que se precipita por acidificação, e o *ácido fúlvico* é a parte que permanece solúvel.

Segundo Bricaud e Morel (1981), estudando águas oceânicas, e Zepp e Schlotzhauer (1981), estudando águas interiores, o espectro de absorção dos compostos húmicos pode ser expresso por uma função exponencial da forma:

$$a_y(\lambda) = a_y(\lambda_0)e^{-S(\lambda_0-\lambda)} \quad (5.7)$$

Onde λ_0 é um comprimento de onda de referência (normalmente 440 nm), e S é a declividade da curva exponencial, determinada empiricamente. Experimentos de Roesler *et al.* (1989) mostraram que S varia entre 0,014 e 0,019. De acordo com Carder *et al.*, (1989), a variabilidade na declividade da curva de absorção espectral está associada à composição das substâncias húmicas. Ácidos fúlvicos têm maior declividade e menor absorção do que os ácidos húmicos com o aumento do comprimento de onda. Segundo Dekker (1993), outro fator que influencia a declividade de curva de absorção é o valor do pH dos ácidos húmicos e fúlvicos. A Figura 5.7 apresenta curvas de absorção de substâncias húmicas obtidas em diferentes ambientes aquáticos. Davies-Colley e Vant (1987), após analisarem diferentes corpos d'água na

Holanda, concluíram que o espalhamento por substâncias húmicas pode ser considerado como desprezível. Entretanto, Mobley (1994) afirma que em comprimentos de ondas mais longos na região do IR, este espalhamento pode tornar-se significativo para altas concentrações de substâncias húmicas.

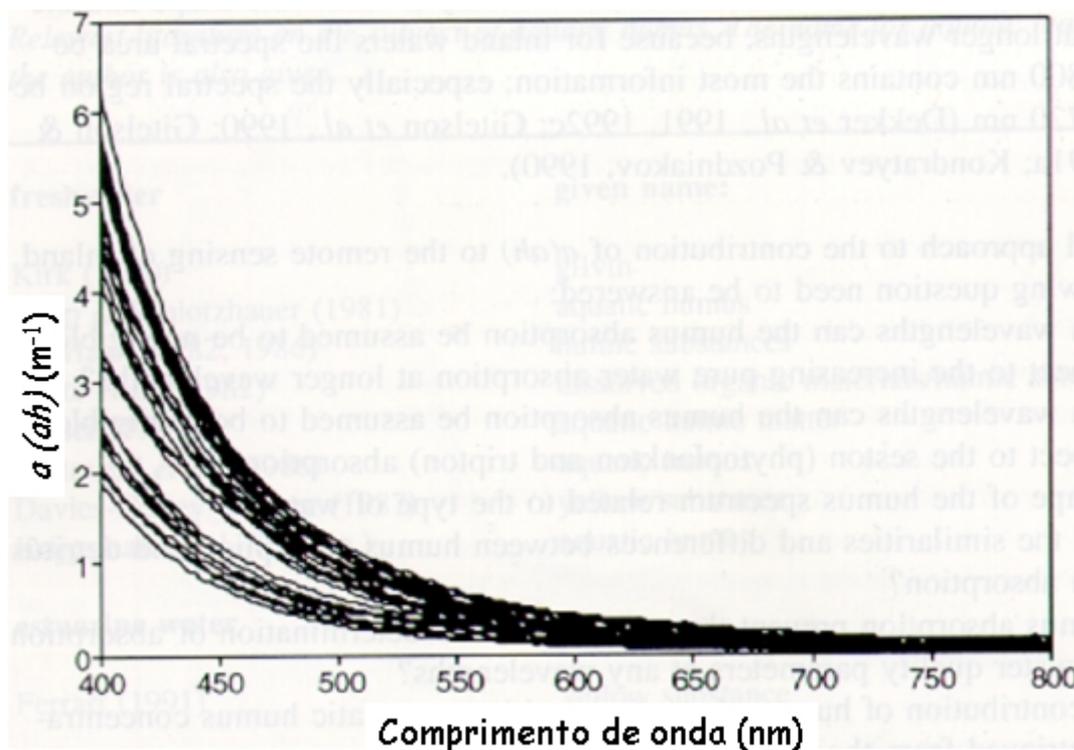


FIGURA 5.7 – Curvas de absorção de substâncias húmicas obtidas em diferentes ambientes aquáticos.
FONTE: Dekker (1993)

5.3.3 Propriedades Espectrais do TSS

O TSS (total de sólidos em suspensão), também denominado de seston por alguns autores, é todo o material particulado em suspensão na água e que não passa por um filtro de $0,45 \mu m$. Entre os constituintes de um corpo d'água, o TSS é o componente de maior peso no comportamento óptico da água. O TSS consiste da matéria orgânica viva (principalmente fitoplâncton), da matéria orgânica morta (detritos) e da matéria inorgânica. A soma dos componentes, matéria orgânica morta e matéria inorgânica do TSS, é referenciada como tripton ou fração não algal. A concentração média de clorofila

em $\mu\text{g/l}$ é um indicador da abundância de pigmentos fotossintetizadores presentes no fitoplâncton.

5.3.3.1 Análise da Absorção

Em termos de absorção, o tripton comporta-se de forma semelhante às substâncias húmicas: baixa absorção na faixa do vermelho e aumento desta com a diminuição do comprimento de onda, ou seja, na direção do azul. Segundo Kirk (1994), esta semelhança deve-se ao fato de que estes detritos estão ligados, por adsorção, a substâncias húmicas. Em função desta característica do tripton, o outro componente do TSS, os pigmentos fitoplanctônicos, são os responsáveis pelas feições mais evidentes no espectro de absorção de TSS. Espectros de absorção do TSS sem feições bem definidas em 438 nm são provavelmente dominados por absorção pelo tripton (Dekker, 1993).

Segundo Privoznik *et al.* (1978) as células algais, em geral, espalham mais do que absorvem a radiação incidente. Morel e Bricaud (1986) calcularam os valores de espalhamento e absorção específicos para 22 espécies de algas oceânicas; seus dados mostraram valores entre 4 e 22 para a razão espalhamento/absorção, ou seja, o espalhamento espectral específico das algas é da ordem de 4 a 22 vezes maior que a sua absorção.

Dekker (1993) fez a seguinte análise, a partir de curvas espectrais de absorção de amostras com diferentes concentrações de TSS (Figura 5.8):

Amostras que resultaram em pequena absorção apresentam a partir de 400 nm uma forma plana ou uma pequena declividade decrescente, em direção aos maiores comprimentos de onda (Figura 5.8- curvas de absorção que estão abaixo da linha azul). A absorção destas amostras é praticamente zero a partir de 550 nm.

Já nas amostras que apresentaram maiores absorções, várias feições podem ser evidenciadas:

- 1) Na região entre 400 e 438 nm, identificada pela letra “A” na Figura 5.8, as amostras apresentam um crescimento de absorção em direção a um ponto de

máximo em 438 nm. Este ponto, referenciado como $a(cl)_{438}$, representa o primeiro ponto de absorção característica da clorofila *a* localizado na região do azul.

- 2) Na região entre 438 nm e 460 nm, identificada pela letra “B”, as amostras apresentam um decréscimo rápido de absorção. Uma feição visível, causada pela redução na taxa de decréscimo da absorção, pode ser notada entre 460 e 480 nm, identificada pela letra “C”. Esta redução está associada à absorção por β -caroteno, um pigmento presente em as algas que absorve luz.
- 3) A partir de 480 nm a taxa de decréscimo da absorção torna-se novamente mais intensa até um ponto de absorção mínima em 550 nm (região identificada pela letra “D”), voltando a crescer a partir daí, para apresentar um pico suave em 624 nm (região identificada pela letra “E”). Este pico, referenciado como $a(cl)_{624}$, é atribuído à absorção por ciano-ficocianina, o qual indica a presença ou a dominância de cianobacteria no corpo d`água.
- 4) A partir de 624 nm a absorção se reduz lentamente até 650 nm, e então passa a crescer de forma visível até atingir um máximo em 676 nm. Este é o ponto de absorção no vermelho, ou o segundo ponto de absorção por clorofila *a*, sendo referenciado como $a(cl)_{676}$. Finalmente a partir de 676 nm, a absorção decresce até zero em torno de 750 nm.

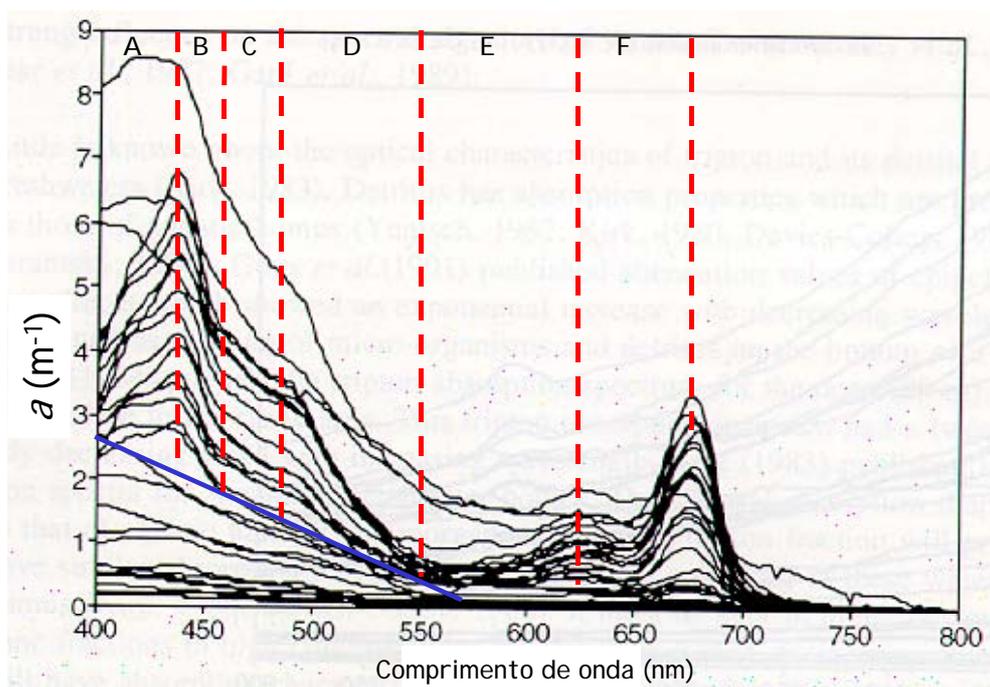


FIGURA 5.8 – Curvas de espectros de absorção por TSS.
 FONTE: Dekker (1993)

A Tabela 5.1 mostra os pontos de absorção de plânctons encontrados na literatura (Dekker, 1993; Weaver and Wrigley, 1994) enquanto na Tabela 5.2 podem ser observadas as regiões de fluorescência de pigmentos fitoplanctônicos.

TABELA 5.1 – Comprimento de onda de absorção dos pigmentos.

Absorção (nm)	Pigmento	Grupo de Plâncton	Absorção (nm)	Pigmento	Grupo de Plâncton
438	Clorofila a	Todos os tipos	615	c-ficocianina	Cianobactéria
470	hexa-ficoxantina	Cianobactéria	624	Cp-cianina	Cianobactérias
480	β -caroteno	Dinoflagelados, Diatomáceas, Crisófitas	627	ficobilina	Cianobactérias
493	ficobilina	Cianobactérias	650	aloficocianina	Cianobactéria
493(in vivo)	ficoeritrina	Cianobactéria	673 (in vitro)	clorofila a	
562	c-ficoeritrina	Cianobactérias	676	clorofila a	
567	ficobilina	Cianobactérias	680 (in vivo)	clorofila a	Cianobactéria e eucariotes

FONTE: Dekker, (1993); Weaver e Wrigley (1994).

A análise da Tabela 5.1 mostra que, quando presente nos corpos d'água, a absorção pelos pigmentos fitoplanctônicos é a grande responsável pela captura de fótons na região do azul, provocando assim, substanciais modificações na cor da água. A absorção

de fótons na região do azul, por sua vez, traz como consequência à emissão em outras regiões conforme indicado na Tabela 5.2.

TABELA 5.2 – Regiões de Emissão por fluorescência de diferentes pigmentos.

Fluorescência (nm)	Pigmento	Tipo de plâncton
685	<i>Clorofila a</i>	Todos os tipos
560-570	ficobilina	cianobactérias
650-660	ficocianina	cianobactéria
570-580	ficoeritrina	cianobactéria

FONTE: Weaver e Wrigley (1994).

5.3.3.2 Análise do Espalhamento

O espalhamento é a propriedade óptica inerente que causa a mudança de direção na radiação eletromagnética descendente e com isto gera a radiação ascendente que pode ser registrada pelos diferentes tipos de sensores. Infelizmente existem poucas medidas espectrais específicas do espalhamento. Mas a teoria (Morel e Prieur, 1977) e investigações (Dekker, 1993; Jupp et al., 1994; Herlevi et al., 1999) sugerem que o espalhamento é relativamente alto em comprimentos de onda menores e baixo em comprimento de onda maiores, seguindo uma lei de potência, λ^p , onde p varia de 0 a 1. O espalhamento também é influenciado pelo tamanho e pelos tipos de partículas (Novo, 1989b).

5.4 Curvas de Reflectância da Água e seus Constituintes

A reflectância irradiante de subsuperfície $R(0^-)$, é o resultado dos efeitos combinados e simultâneos de absorção e espalhamento de todos os componentes presente na coluna d'água, sobre do campo de irradiação incidente. De forma genérica pode-se dizer que a absorção espectral causará sempre uma redução na reflectância enquanto o espalhamento causará um aumento da mesma. Mas a interação simultânea destes vários efeitos de absorção e espalhamento torna complexa a interpretação da reflectância ascendente de um corpo d'água. Vários estudos (Curran e Novo, 1988; Novo, 1989a; Quibell, 1991; Goodin et al., 1993; Dekker, 1993; Rundquist et al., 1996) foram realizados para determinar curvas de reflectância espectral de cada componente

ópticamente ativo, variando a concentração do mesmo no corpo d'água. Vale ressaltar que reflectância espectral de cada componente na água deve ser vista como um somatório da interação da água com a REM mais a interação do componente com a REM. Descrevem-se a seguir curvas de reflectâncias para três situações distintas: 1- curvas com diferentes concentrações de TSS, onde a fração tripton é dominante e a fração matéria orgânica viva (clorofila) não é representativa (Seção 5.4.1). 2- curvas com diferentes concentrações de clorofila e o tripton não é representativo (Seção 5.4.2) 3- e finalmente a situação com diferentes concentrações de tripton e uma concentração fixa, mas representativa de clorofila (Seção 5.4.3).

5.4.1 Curvas de Reflectância de Sedimentos em Suspensão: Componente Tripton

A Figura 5.9 mostra a variação na resposta espectral um corpo d'água pura em função do aumento da concentração de sedimentos em suspensão²⁷. Vale ressaltar que o autor utilizou medidas de turbidez em NTU (Unidade de Turbidez Nefelométrica) para descrever diferentes concentrações de sólidos em suspensão. Nota-se que de uma maneira geral, o aumento da concentração de sedimentos resulta em um aumento na reflectância na faixa entre 400 e 900 nm. Entretanto, vale ressaltar, que a relação TSS-reflectância não é linear e é controlada por vários fatores, incluindo propriedades do sedimento como granulometria e composição mineralógica (Curran e Novo, 1988).

Podem-se notar as seguintes feições nesta resposta espectral: 1- Um crescimento rápido da reflectância entre 400 e 550 nm (região identificada pela letra "A" na Figura 5.9), seguida por uma alta reflectância na faixa entre 550 e 650 nm (região "B"); estas feições estão associadas ao espalhamento devido ao material particulado presente no sedimento e à baixa absorção pela água da REM nesta região; 2- Um decréscimo rápido entre 700 e 740 nm (região C), devido ao forte aumento de absorção da água nesta região (ver Figura 5.6); 3- Um pequeno pico de reflectância entre 800 e 810 nm (região "D"). Segundo Quibell (1991), esta faixa corresponde a uma região de absorção mínima da

²⁷ A fração tripton (partículas inorgânicas mais detrito) do TSS era o componente dominante neste experimento.

água pura, e o pico de reflectância deve-se a uma menor atenuação da REM, antes e depois de ser espalhada pelas partículas em suspensão.

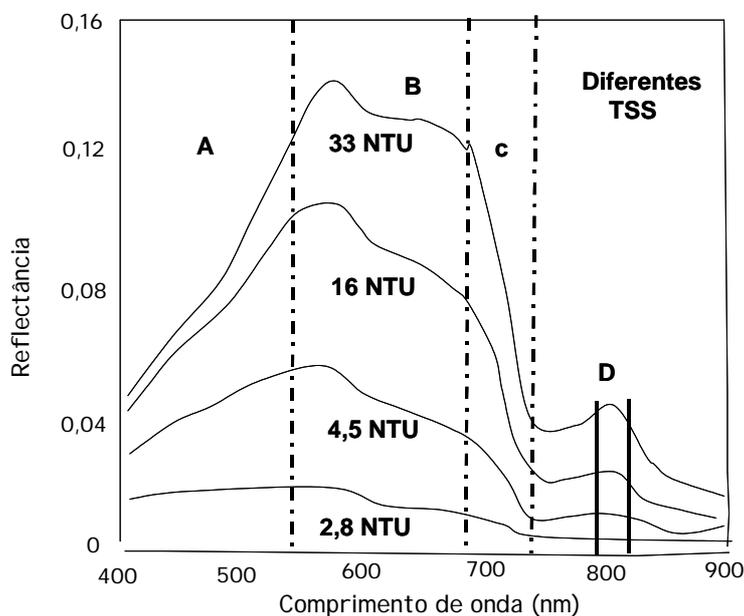


FIGURA 5.9 – Curvas de reflectância com diferentes concentrações de sólidos em suspensão.

FONTE: Adaptado de Goodin et al. (1993).

5.4.2 Curvas de Reflectância do Fitoplancton

As feições significativas na resposta espectral de uma coluna d'água, em função da variação da concentração de clorofila são: 1- baixa reflectância entre 400 e 500 nm (feição A da Figura 5.10), devido à absorção da luz azul (com um mínimo em 438 nm, considerado o primeiro pico de máxima absorção por clorofila *a* ($a(cl)_{438}$); 2- um pico de reflectância máxima no verde, entre 560 e 570 nm (feição B); 3- um pequeno ponto de inflexão em torno de 640 nm (feição C), devido ao retroespalhamento causado por pigmentos acessórios (Gitelson, 1992); 4- um ponto clássico de absorção no vermelho em ~676 nm (feição D), associado ao segundo ponto de absorção máxima por clorofila *a*, referenciado como $a(cl)_{676}$; 5- um pico bem definido de reflectância no infravermelho próximo (feição E) entre 700-720 nm; e finalmente um pico menor (feição F) em ~810 nm, provavelmente causado pelo retroespalhamento de matéria orgânica (células algais), combinado com a absorção pela água no infravermelho (Rundquist et al., 1996).

Vale ressaltar que o pico bem definido de reflectância no infravermelho próximo, feição E, tem sido explicado de várias maneiras: como fluorescência de pigmentos de fitoplâncton (Carder et al., 1989), como espalhamento anômalo causado pela absorção mínima entre 675-680 nm (Morel e Prieur, 1977). De uma maneira geral, pode-se dizer que com o aumento da concentração de clorofila, a reflectância aumenta nos pontos B, C e E, e diminui nos pontos A e D.

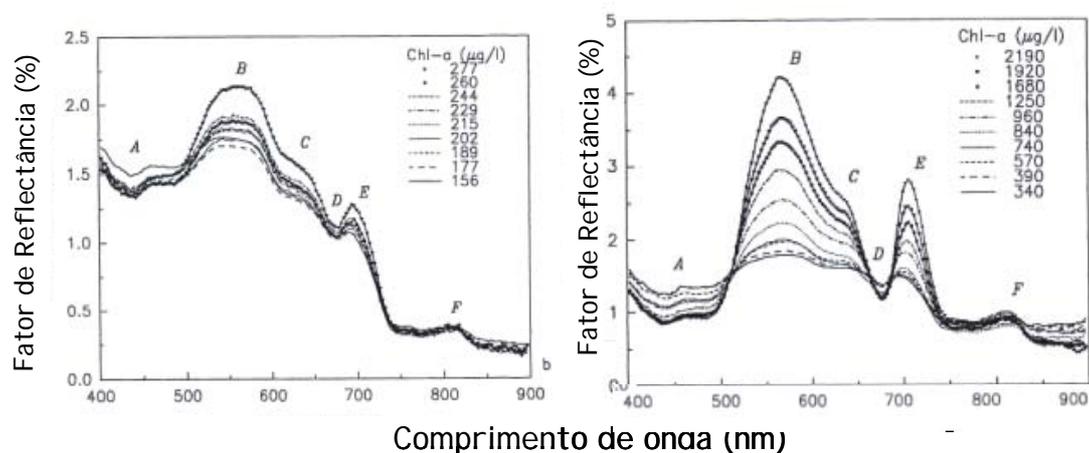


FIGURA 5.10 – Curvas de reflectância com diferentes concentrações de clorofila.
 FONTE: Rundquist et al. (1996).

5.4.3 Curvas de Reflectância para uma Certa Concentração Fixa de Clorofila e Variando a Concentração de Sedimentos em Suspensão

A Figura 5.11 mostra a mudança na resposta espectral de um corpo d'água, com uma certa concentração de clorofila, causada pela adição crescente de sedimentos (tripton). De uma maneira geral, como era de se esperar, o aumento da concentração de sedimentos, resulta num aumento da reflectância em toda a faixa. Mas a forma da curva também é afetada, pela presença da clorofila. Pode-se observar, por exemplo, que o pico de reflectância bem definido em 550 nm (letra "A" na Figura 5.11), desloca-se em direção a 650 nm e torna-se um pico mais achatado e menos definido, quando a concentração de sedimento aumenta. Este efeito é o resultado da atenuação das feições de absorção em decorrência do aumento do sedimento em suspensão. A magnitude do deslocamento e da mudança na forma do pico é dependente da concentração de sedimentos. Contudo, as posições do pico reflectância por algas na faixa 700-720 nm

(letra “C”) e do pico de absorção na faixa 660-670 nm (Letra “B”) permanecem inalteradas. Experimentos de Quibell (1991) mostraram que apesar da reflectância aumentar nas faixas 660-670 nm e 700-720 nm, com o aumento de sedimentos, a diferença de reflectância permanece constante ($R(710nm) - R(665nm) = constante$). Estes resultados mostram que a diferença de reflectância entre estas duas bandas pode ser utilizada para quantificar a concentração de clorofila em condições de turbidez variável causada pela variação da concentração de partículas inorgânicas.

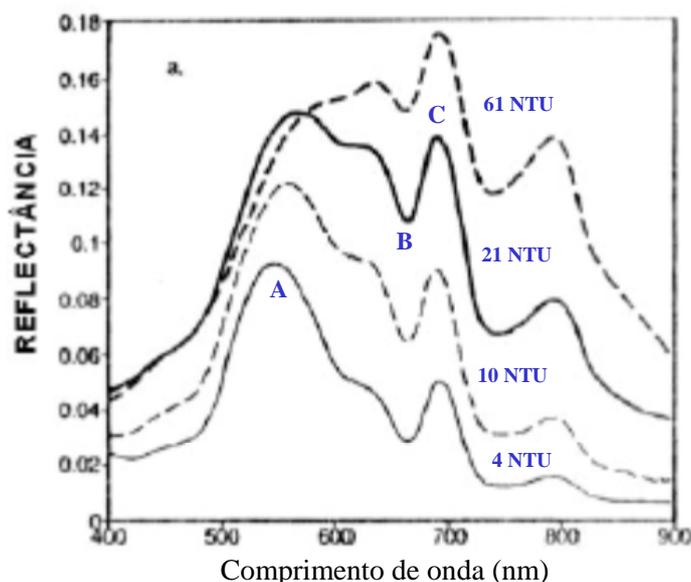


FIGURA 5.11 – Curvas de reflectância com concentração fixa de clorofila e variando a concentração de sedimentos.
 FONTE: Goodin et al. (1993).

5.5 Extração de Informação de Dados Espectrorradiométricos

Medidas espectrorradiométricas de reflectância *in situ* são muito importantes para o desenvolvimento de algoritmos de extração de informação de dados de sensoriamento remoto, porque elas funcionam como uma ponte entre medidas ópticas de laboratórios e medidas a nível orbital ou aerotransportado. Este tipo de medida elimina alguns efeitos indesejáveis como influência atmosférica e o efeito de escala.

Os equipamentos utilizados para medidas espectrais, normalmente possuem um número discreto de canais, e o dado resultante, ou seja, a reflectância, depois de processada, é

disponibilizada na forma de uma matriz de N por 2, onde N é o número de canais ou bandas espectrais. Uma das colunas contém o comprimento de onda do centro da banda, e a outra o valor da reflectância na banda. Neste estudo o espectrômetro utilizado possui 256 canais com uma resolução espectral média de 2,96 nm.

Apresentam-se a seguir as técnicas utilizadas neste trabalho para extração de informação de espectros de reflectância obtidos *in situ*.

5.5.1 Análise de Correlação entre Componentes Opticamente Ativos e Bandas Espectrais

Vários estudos analisaram a relação entre clorofila e medidas de reflectância utilizando radiômetros hiper-espectrais. Gitelson (1992) apontou que a magnitude e a posição da reflectância máxima no infravermelho próximo (~705 nm) podem ser usadas na predição de concentração de clorofila. Mittenzwey et al. (1992) observaram uma alta correlação (0,98) entre concentração de clorofila e a razão de reflectância infravermelho/vermelho. Quibell (1992) verificou que, para águas continentais, a reflectância no infravermelho é o melhor estimador da concentração de clorofila. Rundquist *et al.*, (1996) concluíram que existia uma forte correlação entre a concentração de clorofila e a razão de bandas infravermelho/vermelho, e que esta razão de bandas é um previsor mais robusto do que a diferença de bandas infravermelho-vermelho.

Goodin et al., (1993) obtiveram um alto coeficiente de correlação ($r = -0,95$; $p < 0,0001$) entre o valor absoluto da primeira derivada da curva espectral em 720 nm e a concentração de sedimentos. Vários estudos mostraram (Witte et al., 1981; Chen et al., 1992; Doxaran et al., 2002) que para concentração moderada de partículas inorgânicas suspensas, o pico máximo de reflectância ocorre em 550 nm, e que na medida em que a concentração aumenta o pico de máxima reflectância se desloca em direção a 720 nm.

Galvão et al. (2003) encontraram uma correlação bastante significativa ($R^2 = 0,94$) entre a concentração de COD e reflectância em 450 nm, para lagos de água salgada no

pantanal. Kutser et al. (1999) também obtiveram uma correlação significativa entre a absorção em 420 nm e a razão de bandas 565/600 nm.

5.5.2 Análise Derivativa de Dados Espectrais

A análise derivativa, ou seja, a extração de informações a partir do resultado da aplicação de uma operação de derivada sobre uma curva espectral vem sendo utilizada extensivamente há mais de 50 anos na química analítica, com os seguintes objetivos: para eliminação de sinais de fundo, para a remoção de sobreposição entre feições espectrais e para realçar os componentes de menor intensidade que participam da composição de um espectro (Goodin et al., 1993). No contexto de sensoriamento remoto, esta técnica vem sendo utilizada para: separar os efeitos do solo e da vegetação em curvas de reflectância de áreas de agricultura, estudar espectros complexos com diferentes alvos dentro de um mesmo pixel (Demetriades-Shah et al., 1990), e para decompor espectros de ambientes aquáticos, com o objetivo de discriminar os efeitos e quantificar a concentração de sedimentos e clorofila na água (Rundquist *et al.*, 1996; Louchard, 2002; Goodin et al., 1993; Chen *et al.*, 1992; Braga, 1999). Resultados de experimentos para testar o uso de análise derivativa no monitoramento de cloroses²⁸ em vegetação, mostraram que os índices espectrais derivados através desta técnica, são mais realistas do que os índices convencionais obtidos através da operação de razão de bandas, como por exemplo infravermelho/ vermelho (Demetriades-Shah et al., 1990).

Na análise derivativa, a reflectância espectral é modelada como um sinal ou função composta, resultante da soma ponderada das reflectâncias de cada um dos componentes opticamente ativos presente na coluna de água, conforme apresentado na Equação (5.8).

$$R_{\lambda} = p_a r_a + \sum_{i=0}^n p_i r_i \quad (5.8)$$

²⁸ cloroses é o amarelamento do tecido das folhas, devido à falta de clorofila. As possíveis causas para a ocorrência de cloroses são: área pobremente drenada, danificação das raízes, raízes compactadas, alta alcalinidade e deficiência de nutrientes para a planta.

Onde R_λ é a reflectância volumétrica; p_a é o peso da água pura, r_a é a reflectância da água pura, p_i é o peso atribuído ao iésimo componente, e r_i é a reflectância do iésimo componente.

Como cada componente opticamente ativo na água possui uma assinatura espectral própria, o sinal composto resultante da integração destas assinaturas, produzirá a assinatura espectral da coluna de água. Ao se tratar cada assinatura espectral como um polinômio de ordem N, em que N varia diferentemente para cada componente presente na água, pode-se, pela diferenciação sucessiva da assinatura espectral da coluna d'água remover sistematicamente os efeitos dos componentes de menor ordem.

A Figura 5.12 sintetiza resultados de estudos empíricos sobre a diferenciação sucessiva de curvas espectrais de água pura, água com sólidos em suspensão²⁹ e água com sólidos em suspensão e clorofila, e a Figura 5.13, mostra resultados obtidos por Goodin et al. (1993) com curvas de laboratório.

Na Figura 5.12-a, nota-se que tanto os valores da curva da primeira quanto os da segunda derivada são virtualmente zero em todos os comprimentos de onda, sugerindo que os efeitos espectrais dos constituintes na reflectância da água pura são efetivamente eliminados pela primeira derivada. Em função disto, a reflectância da água pura é considerada um efeito de primeira ordem.

A Figura 5.12-b sugere que os sólidos em suspensão causam efeitos de segunda ordem, dado que a curva de primeira derivada apresenta uma feição próxima de 720 nm, e que na segunda derivada esta feição é eliminada.

A primeira derivada na Figura 5.12-c, água com sólidos em suspensão mais clorofila, apresenta um pico em 530 nm e um padrão com picos positivo e negativo em 680 e 750 nm. E a segunda derivada continua mostrando um padrão com picos positivo e negativo em 660 e 710 nm. Este resultado sugere que os efeitos dos sólidos em suspensão foram removidos pela segunda derivada, mas os efeitos da clorofila permaneceram.

²⁹ O termo sólidos suspensos utilizado pelos autores dos experimentos que estão mencionados na Seção 5.5.1, refere-se a fração tripton (partículas inorgânicas mais detrito). O termo clorofila refere-se a matéria orgânica viva (fitoplâncton).

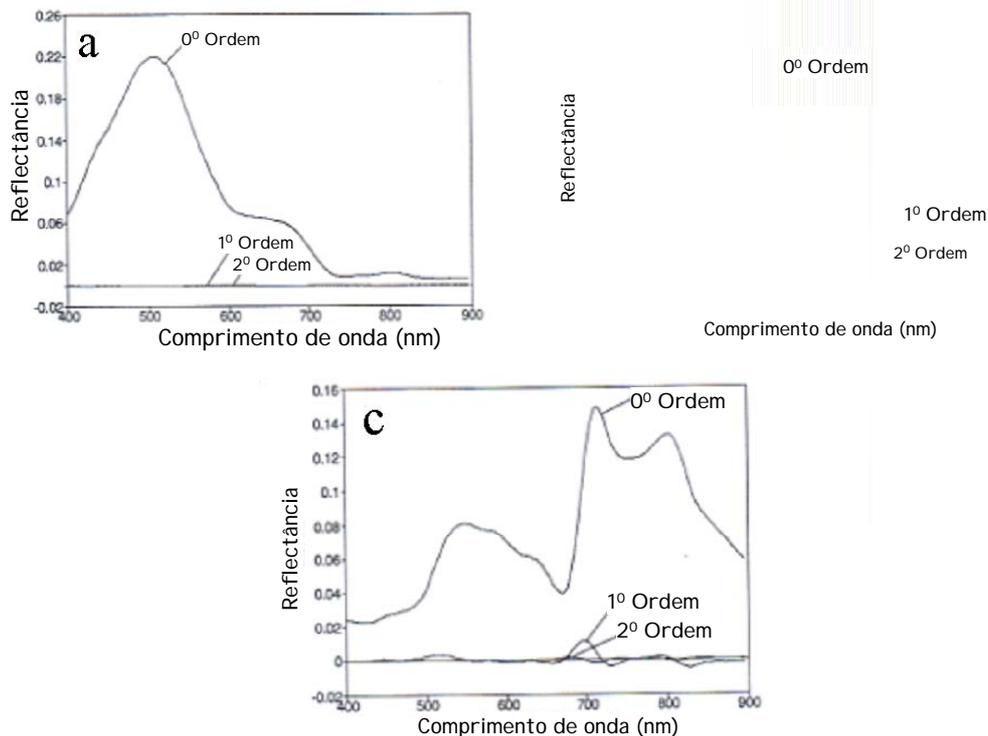


FIGURA 5.12 – Curvas espectrais e de primeira e segunda derivadas. (a) – Água pura. (b) – Água com sólidos em suspensão . (c) – Água com sólidos em suspensão mais clorofila algal.
 FONTE: Goodin et al. (1993).

A Figura 5.13-a mostra que a primeira derivada de curvas com maior concentração de sólidos em suspensão geralmente tem maior valor absoluto, sendo que isto é mais evidente em torno de 720 nm. Goodin et al. (1993) obtiveram um alto coeficiente de correlação ($r = -0,95$; $p < 0,0001$) entre o valor absoluto da primeira derivada em 720 nm e a concentração de sólidos em suspensão . Vale ressaltar que estes resultados são de experimentos feitos em ambiente controlado, e que a concentração de sólidos em suspensão foi avaliada indiretamente, pela turbidez (NTU). Já a segunda derivada (Figura 5.13-a) apresenta valores pequenos sem nenhuma relação com a concentração de sólidos em suspensão , em toda a faixa.

A primeira derivada de curvas com diferentes concentrações de clorofila, Figura 5.13-b, apresenta um padrão com picos positivo e negativo em 670 e 750 nm respectivamente, sendo que o pico negativo ocorre na mesma região do pico negativo da primeira derivada de água só com sólidos em suspensão (Figura 5.13-a). Esta coincidência faz

com que a primeira derivada seja um recurso pouco eficiente para discriminar os efeitos de dois componentes. Já na segunda derivada, o padrão com picos positivos e negativos também ocorre, e neste caso é devido a clorofila. Goodin et al. (1993) também encontraram um coeficiente de correlação significativo ($r = -0,89$; $p < 0,001$) entre a diferença do valor da segunda derivada³⁰ no pico positivo e no pico negativo e a concentração de clorofila.

Na Figura 5.13-c, o valor absoluto da primeira derivada mostra um crescimento sistemático em 720 nm com o aumento da concentração de sólidos em suspensão, como era de se esperar, baseado nos resultados da Figura 5.13-a. Já na curva de segunda derivada, o valor em torno de 720 nm manteve-se essencialmente constante para todas as concentrações de sólidos em suspensão. Como a concentração de clorofila foi mantida constante neste experimento, este resultado reforça a hipótese de que os valores da segunda derivada em torno de 720 nm refletem a variações na concentração de clorofila.

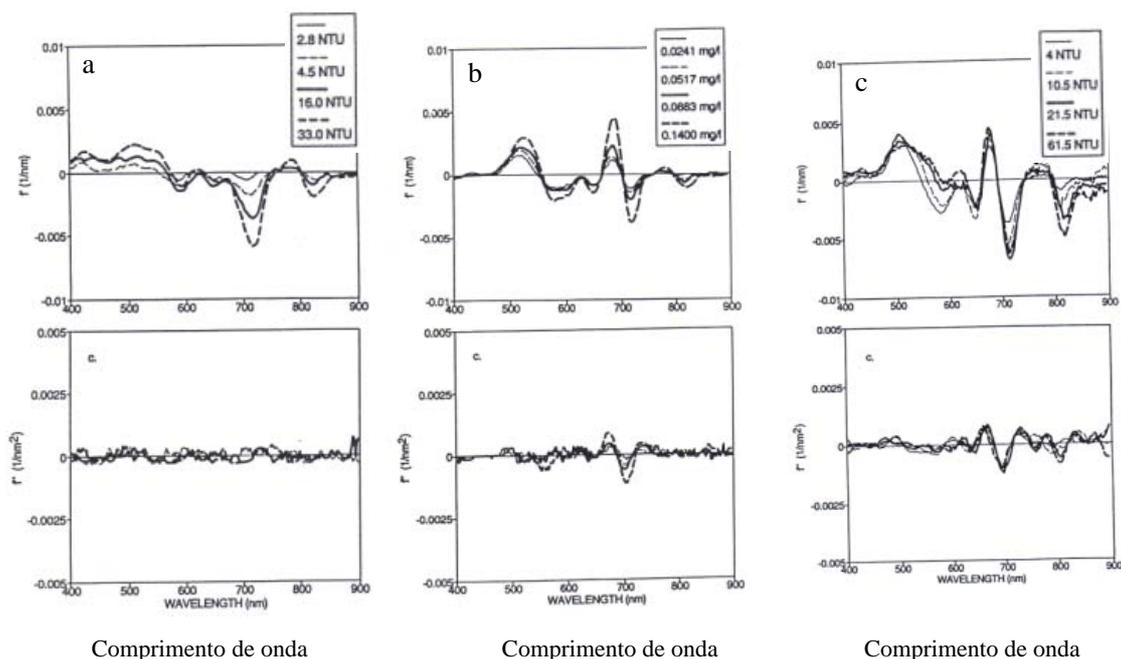


FIGURA 5.13 – Curvas de primeira e segunda derivadas para diferentes concentrações de: (a) – sedimento em suspensão. (b) – clorofila. (c) – sólidos em suspensão e concentração de clorofila fixa.

FONTE: Goodin et al. (1993).

³⁰ No experimento foi feita a diferença do valor da segunda derivada em 660 pelo valor da derivada em 695 nm. ($d''(660) - d''(695)$).

5.5.2.1 Derivação por Aproximação Finita

A forma mais adequada para aplicar a operação de derivadas sobre os dados hiperespectrais, que é uma matriz de $N \times 2$, é através de uma aproximação por diferença finita, pois isto permite a adequação da operação com a resolução das bandas espectrais do espectrômetro utilizado. Desta forma a Equação (5.9), pode ser usada para estimar a primeira derivada de uma curva espectral (Tsai, 1998):

$$\left. \frac{ds}{d\lambda} \right|_i \approx \frac{s(\lambda_i) - s(\lambda_j)}{\Delta\lambda} \quad (5.9)$$

Onde $\Delta\lambda$ ($\Delta\lambda = \lambda_j - \lambda_i$) é a separação entre bandas adjacentes. $s(\lambda_i)$ o valor do espectro na faixa de comprimento de onda λ_i . A segunda derivada pode ser obtida aplicando a Equação (5.10).

$$\left. \frac{d^2s}{d\lambda^2} \right|_i \approx \frac{s(\lambda_i) - 2s(\lambda_j) + s(\lambda_k)}{(\Delta\lambda)^2} \quad (5.10)$$

Onde $\Delta\lambda = \lambda_k - \lambda_j = \lambda_j - \lambda_i$; $\lambda_k > \lambda_j > \lambda_i$

A aplicação de uma operação de derivada sobre uma função, conceitualmente, representa uma forma de quantificar a taxa de variação de uma determinada variável em relação à outra. No caso de um espectro, representa a taxa de variação da reflectância espectral do alvo em relação à variação do comprimento de onda da energia incidente.

Um levantamento sobre o uso da técnica de análise derivativa, aplicada a dados de sensoriamento remoto, mostra que a partir de 1990, vários trabalhos foram realizados. Demetriades-Shah et al. (1990) fizeram uma revisão conceitual da técnica, e aplicam-na no estudo da correlação entre o índice de reflectância espectral da copa de vegetação e o conteúdo médio de clorofila nas folhas. Seus resultados indicam que a técnica permite determinar os comprimentos de onda onde a correlação é maior. Chen et al. (1992) aplicaram a técnica para a estimativa do total de sedimentos em suspensão (TSS) em corpos d'água, a partir de curvas espectrais obtidas em laboratório e em campo. O coeficiente de correlação máximo por ele obtido entre TSS e R_λ foi de +0.68, e entre

TCC e $DR\lambda$ ³¹ foram de +0.89 e -0.91. A partir de alguns experimentos controlados, Chen et al. (1992) mostraram que esta grande diferença entre os coeficientes é devida à reflexão especular na superfície da água, e que a técnica de análise derivativa mostrou-se eficiente na sua remoção.

5.5.3 Mapeamento por Ângulo Espectral

A disponibilização de dados gerados por espectrômetros de alta resolução espectral, tanto em campanhas de campo como a bordo de aeronaves ou orbital, tem gerado demanda por novos métodos que permitam a extração de informação de conjuntos de dados com alto potencial explicativo de processos ambientais. O sensor aerotransportado AVIRIS com 224 bandas espectrais distribuídas entre 400 e 2.500 nm, e o sensor Hyperion a bordo do satélite EO-1 com 220 canais distribuídos entre 400 e 2.500 nm, são exemplos deste tipo de dado. O método de classificação por ângulo espectral é uma destas novas técnicas disponíveis para análise espectroscópica de dados de sensoriamento remoto.

O objetivo desta técnica é determinar o grau de similaridade entre curvas espectrais, geradas por sensores com um grande número de bandas, ou entre estas curvas e curvas de referências disponíveis em uma biblioteca espectral. Para entender conceitualmente a técnica, considere o caso particular de um espectro com somente duas bandas espectrais, conforme ilustrado na Figura 5.14.

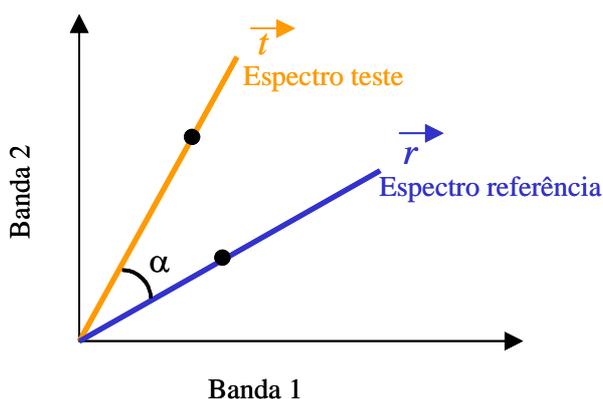


FIGURA 5.14 – Gráfico ilustrando conceitualmente as possíveis respostas espectrais de um alvo de referência e de um alvo teste em duas bandas espectrais, em função da iluminação.

FONTE: Kruse et al. (1993).

³¹ Derivada da curva espectral

Considere também que se tenha a resposta espectral de um alvo nestas duas bandas, e que se queria quantificar a similaridade espectral entre o espectro deste alvo e um espectro de referência. Por se tratar de um espaço bidimensional, a representação gráfica de cada um dos espectros (do alvo³² teste e da referência) se reduz a uma reta, onde todos os possíveis valores de resposta em função da iluminação do alvo cairão sobre a reta “espectro” correspondente. Se o alvo estiver submetido à baixa iluminação, o valor cairá próximo da origem, caso contrário, se afastará da origem, mas permanecerá sobre a reta correspondente. É importante notar, contudo, que o ângulo entre as duas retas, ou vetores, permanece o mesmo independente de sua intensidade. Uma medida geométrica que quantifica a distância entre os dois vetores, é obtida a partir do arco-coseno do produto escalar dos vetores. Esta medida dá o grau de similaridade entre eles.

$$d = \cos^{-1} \left(\frac{\bar{\mathbf{t}} \cdot \bar{\mathbf{r}}}{\|\bar{\mathbf{t}}\| \cdot \|\bar{\mathbf{r}}\|} \right) \quad (5.11)$$

O mapeamento por ângulo espectral SAM^{33} é um algoritmo que determina a similaridade espectral entre dois espectros calculando o ângulo entre eles em todas as bandas espectrais, tratando os espectros como vetores em um espaço de dimensionalidade igual ao número de bandas espectrais. Este processo pode ser descrito pela Equação (5.12), que é uma outra forma de se escrever a Equação (5.11).

$$\alpha = \cos^{-1} \left(\frac{\sum_{i=1}^{nb} t_i r_i}{\left(\sum_{i=1}^{nb} t_i^2 \right)^{1/2} \left(\sum_{i=1}^{nb} r_i^2 \right)^{1/2}} \right) \quad (5.12)$$

onde nb é o número de bandas; \mathbf{t} o espectro em teste; \mathbf{r} o espectro de referência.

Uma característica importante desta medida, é que ela não é sensível a diferenças de amplitude entre os espectros, e está relacionada somente com a forma do espectro. Contudo, como geralmente ocorre com as técnicas supervisionadas, o algoritmo é

³² para simplificação, considere que o alvo corresponde a um único pixel.

³³ Spectral Angle Mapper

bastante sensível à escolha do conjunto de treinamento (espectros de referência). Daí a necessidade de se formar uma biblioteca espectral que seja o mais representativa possível das diferentes feições espectrais presentes no conjunto de dados às quais se deseja classificar.

Um levantamento sobre o uso da técnica de mapeamento por ângulo espectral, aplicada a dados de sensoriamento remoto, mostra que a partir de 1993, vários trabalhos foram realizados, mas nenhum relacionado a ambientes aquáticos. Esta técnica tem sido aplicada principalmente na área de mineralogia (Kruse et al., 1993) para identificação de minerais, utilizando para isto uma biblioteca de assinaturas espectrais, e em aplicações que envolvem estudo de vegetação. O software ENVI, por exemplo, contém uma biblioteca com assinatura espectral de 160 minerais, no intervalo de 0.4 a 2.5 μm . O Jet Propulsion Laboratory da NASA possui uma biblioteca espectral, que é uma compilação de quase 2000 espectros de materiais naturais e artificiais, para suporte na utilização de dados do sensor ASTER³⁴ (<http://asterweb.jpl.nasa.gov/>). Não existe, entretanto, uma biblioteca com assinaturas de corpos de água, mas esta técnica de mapeamento por ângulo espectral se mostra com grande potencial de uso no estudo de ambientes aquáticos.

5.6 Caracterização Limnológica e Espectral das Águas Amazônicas

As características físico-químicas das águas dos rios que percorrem a bacia amazônica variam amplamente, em função da origem da água, do tipo de solo que drenam e das condições climáticas. Sioli (1975) propôs uma classificação geral das águas desses rios, em três tipos, baseando na sua cor, na sua origem e na carga sólida e dissolvida, (Tabela 5.3): rios de águas pretas, rios de águas claras e rios de águas brancas.

As águas pretas originam-se nas terras baixas do Terciário da Amazônia, são de uma cor marrom-oliva, por causa do alto conteúdo de húmus dissolvido e do baixo nível de sedimentos. Possuem pH entre 3,8 e 4,9 e níveis extremamente baixos de nutrientes, estando em alguns casos abaixo do nível da água das chuvas (Junk, 1984; Furch, 1984).

³⁴ Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer

As águas claras, como as águas pretas, são pobres em sedimentos, mas podem ser ricas em matéria orgânica dissolvida. Entretanto, Ayres (1995) ressalta que nas águas claras a variação na concentração de sólidos em suspensão é maior do que nas águas pretas. Possuem uma faixa maior de variação no valor do pH, podendo ir de 4,5 a 7,8. Estas águas têm origem nos sedimentos do Cretáceo dos Escudos Brasileiro e das Guianas.

As águas brancas originam-se nos Andes e encostas pré-Andinas, são águas turvas, barrentas e de cor amarela, devido à alta concentração de sólidos em suspensão. São águas com pH neutro, e carregam alta carga de nutrientes, que são depositados em planícies inundáveis denominadas de várzea, em contraste com as planícies inundadas por água preta, que são denominadas de igapós (Furch, 1984).

TABELA 5.3– Principais características físicas e químicas e origem dos principais tipos de águas amazônicas.

Parâmetros	Tipos de águas		
	Águas brancas	Águas pretas	Águas claras
Cor	Ocre	Marrom-oliva ou marrom-café	Verde ou verde-oliva
Transparência no disco de Secchi	0,1-0,5 m	1,3-2,9 m	1,1-4,3 m
Geomorfológica/Origem (2) superfície terrestre	Encosta de montanhas (como supridores primários de matéria suspensa). Andino ou pré-Andino	Relevo plano da superfície da Terra (Archean lowlands)	Relevo plano dos Escudos Brasileiro e das Guianas
Sedimentos (g/litro) (3)	0,08-0,40	-	0,02-0,1
Conteúdo húmico (miligramas/litro) (4)	14,1	26,6	2,3
PH da água (2)	6,2-7,2	3,8-4,9	4,5-7,8
Nutrientes inorgânicos (5,6)	Rico	Pobre	Variável
Classificação dos solos (FAO) (7)	Fluviosolos e gleysolos	Gleysolos dístricos e acrisolos geycos	-
Cobertura vegetal da área de inundação (2,8)	Várzeas e campos de várzea	Caatingas e igapós	Igapós e campos de cerrado
Exemplos de rios (2,1,6)	Amazonas, Madeira, Purus e Juruá	Negro, Cuieiras, Tefé, Jutaí, Cururu	Araguaia, Jari, Tapajós, Xingu

(1) Sioli, 1975; (2) Sioli, 1984; (3) Irion, 1984; (4) Schmidt, 1972; (5) Junk, 1984; (6) Furch, 1984; (7) Sombroek, 1984; (8) Prance, 1978. FONTE: Ayres (1995).

Apesar de estudos de caracterização limnológica dos tipos de águas amazônicas datar de mais de 40 anos, pesquisas para a caracterização espectral destas águas são recentes. Em um levantamento sobre o tema, somente dois trabalhos foram encontrados: Novo (2001) e Nóbrega (2002).

Novo (2001) e Nóbrega (2002), a partir de dados coletados em uma campanha de espectroscopia de campo nos rios Solimões e Negro, entre 07/07/2000 e 02/08/2000, observaram um padrão de comportamento bastante distinto para cada tipo de água. Os espectros das amostras de águas brancas, (Figura 5.15) apresentam feições típicas da presença de partículas inorgânicas em suspensão (Dekker, 1993), com um grande aumento na reflectância, devido ao espalhamento, na faixa espectral do vermelho (600-700nm). Segundo Nóbrega (2002), a máxima concentração de sólidos em suspensão ocorreu em uma amostra de água branca (26,84 mg/l), e a menor em água preta (1,86 mg/l). Notar que o período de amostragem a que se referem os dados é equivalente ao início de vazante, o que pode explicar as baixas concentrações encontradas no alto curso.

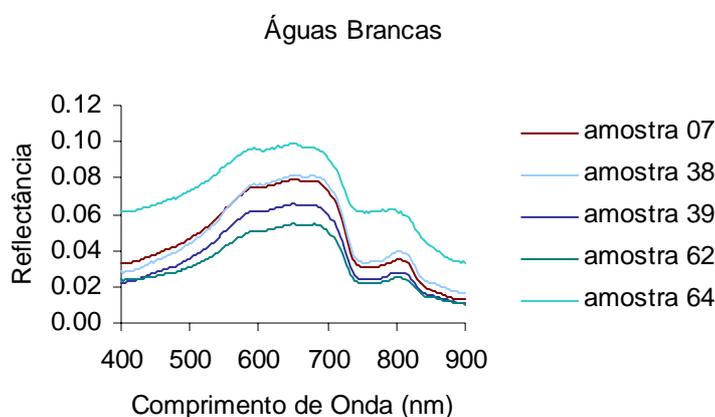


FIGURA 5.15 – Espectro de amostras de águas brancas.
FONTE: Nóbrega (2002).

Os espectros das amostras de águas pretas (Figura 5.16) apresentam valores de reflectância bem inferiores aos das águas brancas, devido tanto à absorção pela matéria orgânica presente, quanto pelo menor espalhamento devido a baixa concentração de partículas inorgânicas em suspensão.

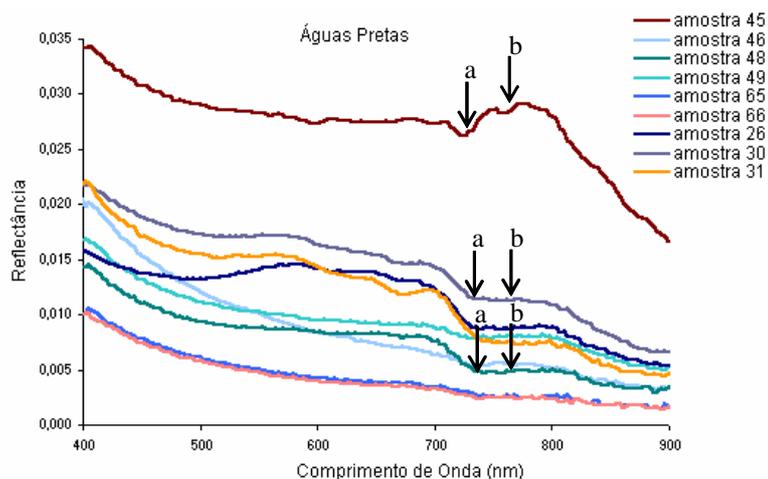


FIGURA 5.16 – Espectro de amostras de águas pretas. a- absorção, b – espalhamento.
 FONTE: Nóbrega (2002).

5.7 Processamento e Análise dos Dados Espectrais

5.7.1 Interpretação do Efeito da Dinâmica de Composição na Resposta Espectral por Análise Visual

Conforme apresentado na Seção 5.3, a resposta espectral de um corpo de água é moldada pela composição e concentração dos componentes opticamente ativos presentes. A observação da Figura 5.17, que apresenta os conjuntos de espectros obtidos durante as campanhas de campo, permite inferir, que a significativa dinâmica espaço-temporal na composição e concentração das massas de água na planície de Curuai, identificada pela análise do Capítulo 4, reflete de maneira significativa na forma e amplitude dos espectros. Em termos de amplitude, os espectros do *estado 1*, período da cheia, foram os que apresentaram menor reflectância. Considerando que a intensidade da reflectância, é função do retroespalhamento, e que este por sua vez é altamente correlacionado com a concentração de sólidos em suspensão, o menor valor médio de TSS (Tabela 5.4) para o *estado 1*, explica estas menores reflectâncias. A menor variabilidade de intensidade dos espectros do *estado 1*, é confirmada pelo menor coeficiente de variação (CV) do TSS neste estado (Tabela 5.4).

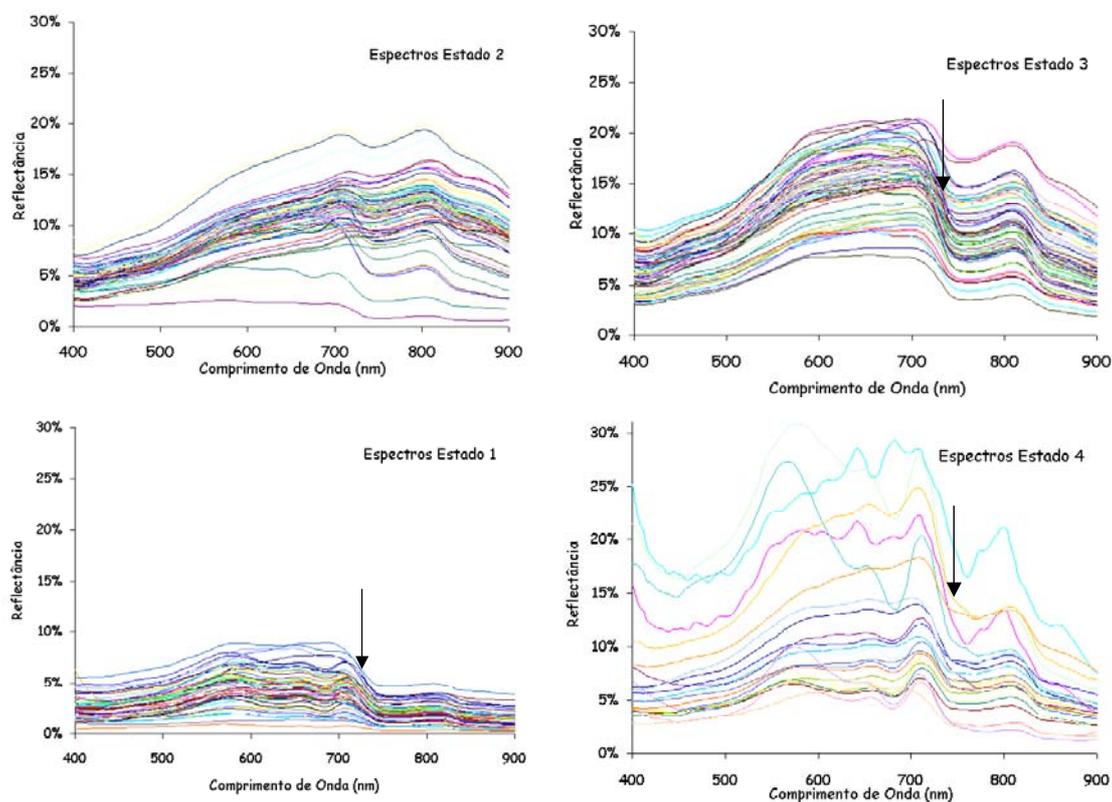


FIGURA 5.17 – Conjuntos de espectros de campo.

TABELA 5.4 – Síntese estatística de algumas variáveis coletadas.

Variável	Mês (Estado)	Média	Rio Amaz.	Mínimo	Máximo	CV
COD (ppm)	Set, (4)	8,37	5,11	4,20	31,52	0,63
	Nov, (2)	6,04	4,83	1,03	11,38	0,27
	Fev, (3)	5,52	4,47	2,81	11,25	0,28
	Jun, (1)	6,73	8,32	4,38	15,29	0,28
TSS (mg/l)	Set, (4)	66,13	27,5	5,46	200	0,38
	Nov, (2)	462,71	60	12,74	1137,75	0,47
	Fev, (3)	98,7	161	36,75	359,42	0,54
	Jun, (1)	14,51	58	5,68	34,90	0,29
Clorof. (µg/l)	Set, (4)	68,78	4,15	5,61	350	0,91
	Nov, (2)	33,4	2	0,80	87,86	0,47
	Fev, (3)	8,34	2,3	0,21	25,79	0,49
	Jun, (1)	28,85	0,7	1,16	131,28	0,75

Para o *estado 2*, período de água baixa, o comportamento espectral das massas de água praticamente não apresentou feições características bem definidas entre 400 e 700 nm. Observa-se um crescimento quase linear da reflectância nesta faixa, muito similar a uma resposta de solo. Este comportamento, a princípio poderia ser atribuído à resposta de fundo, dado que a profundidade média na planície foi de 93 cm, neste período.

Entretanto, a média de 7 cm para a profundidade Secchi, refuta esta hipótese em favor do efeito ser causado pela concentração extremamente alta de sólidos suspensão (462,71 mg/l– Tabela 5.4). Uma profundidade média de 7 cm coloca o limite da zona eufótica em 21 cm, o que garante que não há efeito de fundo no sinal que retorna ao sensor (Kirk, 1994).

Nota-se que na região entre 580 e 710 nm, os corpos de água do *estado 2*, apesar de possuírem maior concentração de sólidos em suspensão do que os do *estado 3*, apresentaram reflectância um pouco menor. Observa-se também que a feição característica, mencionada na Seção 5.3.3.1, de absorção por clorofila em 676 nm, quase não é percebida, apesar da concentração média de clorofila ser significativa no *estado 2* (33,4 µg/l). Estes dois efeitos podem ser atribuídos a: 1) a concentração extremamente alta de total de sólidos suspenso; 2) a composição da camada de água nos primeiros centímetros, a partir da superfície, conforme descrito a seguir. A Figura 5.18-(a) ilustra a possível composição do perfil da coluna de água, e a Figura 5.18-(b) uma hipótese do que possa estar ocorrendo durante o processo de interação REM/corpo de água.

A porção superior da coluna de água que forma a zona eufótica apresenta uma concentração maior de fitoplâncton, dado que os mesmos tendem a se adaptar a uma posição na coluna d'água em que haja disponibilidade de luz. Logo abaixo, concentram-se as partículas inorgânicas, que são mais pesadas e representam cerca de 86% do sólidos suspenso (TSS) no *estado 2* (Tabela 5.5 TSI/TSS). Considerando esta distribuição de componentes opticamente ativos na coluna de água, pode-se supor que a radiação ao atravessar a camada superior, é absorvida e espalhada principalmente pelo fitoplâncton, que está em maior concentração. A seguir encontra um ambiente quase similar ao do solo úmido devido à alta concentração de partículas inorgânicas, ocorrendo com isto um aumento do retroespalhamento, em relação ao que ocorre quando o fitoplâncton se distribui uniformemente na coluna d'água. A radiação ao retornar, passa novamente pelo ambiente com alta concentração de fitoplâncton, onde sofre nova absorção e espalhamento.

O carbono orgânico dissolvido, com concentração de 6,04 ppm, também contribui para a absorção da radiação. Esta seqüência de processos acaba mascarando as feições características de absorção por clorofila em 676 nm além de reduzir a radiação que emerge da coluna de água.

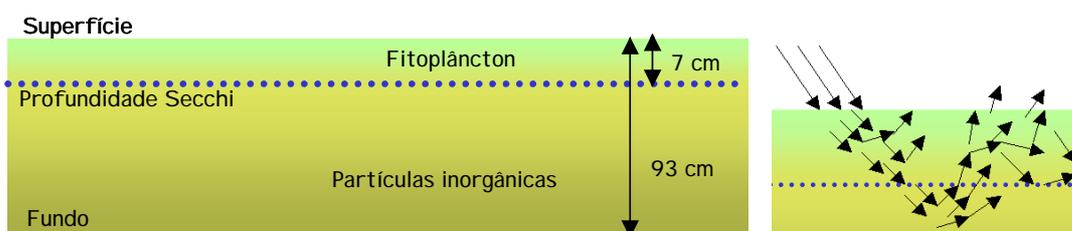


FIGURA 5.18 – Perfil da coluna de água para o *estado 2*.

TABELA 5.5 – Frações de composição do TSS.

	Estado 4	Estado 2	Estado 3.	Estado 1
TSI/TSS	0,73	0,86	0,85	0,52
TSO/TSS	0,27	0,14	0,15	0,48
TSI/TSO	3,32	6,85	6,06	1,23

Conforme apresentado na Figura 5.6 , a partir de 710 nm ocorre uma forte atenuação da REM pela água. Como consequência disto, a reflectância de corpos de água sofre uma redução forte e rápida a partir de 710 nm. Esta redução que pode ser observada claramente no estado 1, 3 e 4 (setas pretas –Figura 5.17), mas ela aparece de forma mais suave no estado 2, devido à concentração extremamente elevada de sedimentos.

A homogeneidade espacial e de concentração, em uma grande extensão da planície, sugerida na análise dos dados de TSS do *estado 2* (Seção 4.6.1), se reflete na similaridade de forma e de pequenas diferenças de intensidade encontrada na maioria dos espectros (Figura 5.17). A similaridade de forma deve-se a predominância, devido a alta concentração, de partículas inorgânicas como modelador da resposta espectral. A clorofila, apesar de estar com a segunda maior concentração média entre os estados, seu efeito na resposta espectral foi sendo mascarado pelo material inorgânico em alta concentração. As pequenas diferenças na intensidade devem-se ao fato de 69% das concentrações se encontrarem em torno da média ($M \pm 1DP$).

A instabilidade do nível de água na planície durante os *estados 3 e 4*, discutida na Seção 3.2, também se manifesta no comportamento da resposta espectral das massas de água nestes estados. Observa-se que os espectros destes dois *estados* são os que apresentam maiores variabilidades na intensidade da reflectância. Para que se possa ter uma melhor visualização da forma dos espectros, a Figura 5.19 os apresenta em escalas de reflectância adequada para cada estado.

No *estado 3*, que é um estado de transição entre o *estado 2* e o *estado 1*, as formas dos espectros também se caracterizam como formas de transição entre as formas dos *estados 2 e 1*. Os principais componentes opticamente ativos modelando esta transição na forma dos espectros são a própria água e os sedimentos em suspensão. A concentração média de sedimentos sai de 462,71 mg/l no *estado 2*, para 98,7 mg/l no *estado 3*, e chega a 14,5 mg/l no *estado 1*. A clorofila que atinge sua menor concentração durante o *estado 3*, não contribui de maneira significativa para as respostas espectrais dos corpos de água neste estado.

O *estado 4*, transição do *estado 1* para o *2*, apresenta uma maior variabilidade na forma dos espectros do que o *estado 3*. Isto se deve a forte contribuição da clorofila, cuja concentração neste estado se encontra alta (68,78 µg/l), enquanto a concentração de sedimentos (66,13 mg/l) não é suficiente para mascarar os efeitos da clorofila na resposta espectral, como ocorreu no *estado 2*.

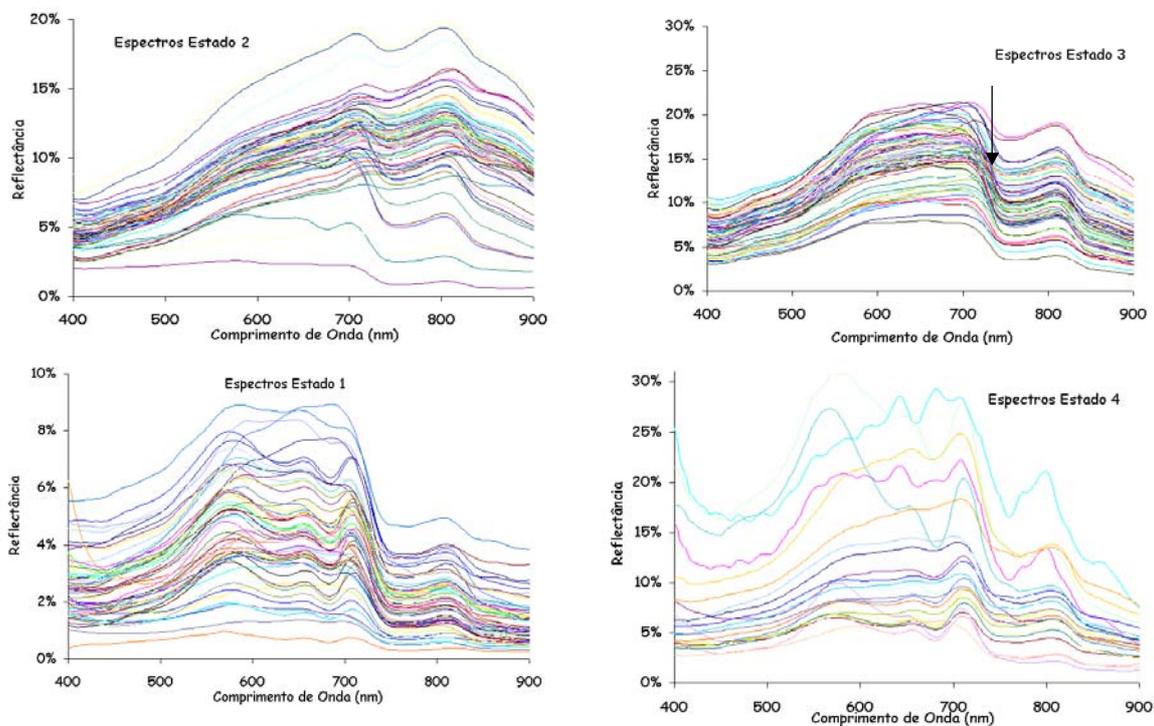


FIGURA 5.19 – Espectros em escalas de reflectância adequadas para análise de visual de formas.

5.7.2 Análise do Efeito da Dinâmica de Composição na Resposta Espectral da Aguas em Cada Estado

5.7.2.1 Classificador por Ângulo Espectral

Com o objetivo de avaliar o efeito da dinâmica de composição da água sobre a resposta espectral, para cada estado, submeteu-se os espectros de cada campanha a uma classificação por ângulo espectral, conforme descrito na Seção 5.5.3. O classificador foi implementado no sistema MathLab, utilizando o algoritmo de k-média como técnica de classificação e a Equação 5.12 (página 137) como medida de similaridade. Esta integração do k-média com a Equação 5.12 faz com que a classificação seja baseada na forma dos espectros.

A técnica de classificação K-média (Schowengerdt, 1997) pertence a classes dos algoritmos de partição, por meio da qual os dados são divididos em um conjunto de n

classes ou grupos. Um processo iterativo agrupa os dados em classes distintas, utilizando o critério de distância mínima.

A seqüência de processamento do classificador implementado, ilustrada na Figura 5.20, é a seguinte: No primeiro passo, escolhe-se aleatoriamente para cada uma das n classes, um espectro do conjunto de entrada para ser o centróide da classe. No segundo passo, cada espectro do conjunto de entrada é, então, alocado à classe cuja distância com relação ao espectro de referência for a menor, formando assim o primeiro agrupamento. Para cada classe da fase anterior, um novo centróide é calculado a partir da média dos espectros que foram alocados a aquela classe. Utilizando novamente o critério de distância mínima, os espectros são re-agrupados, baseando-se no novo centróide. O processo termina quando o número de iteração pré-definido for atingido ou quando o algoritmo convergir (não ocorre mais mudando de espectros entre classes).

O classificador implementado recebe como parâmetros de entrada o número de agrupamentos desejado (classes), o conjunto de espectros na forma de uma matriz e o número de iterações desejado. O número de agrupamento considerado adequado nesta análise foi 6. Este valor foi determinado de forma empírica, testando diferentes valores e analisando de forma comparativa os resultados. Valores acima de 6 resultavam, eventualmente, em grupos com apenas um ou dois espectros. Valores abaixo de 6 resultavam em agrupamentos onde se podia identificar espectros não similares em determinados grupos. Isto ocorria porque o classificador foi implementado para que o espectro sempre fosse atribuído ao grupo mais próximo, independente de um valor mínimo para o grau de similaridade. O número de iterações para que o classificador convergisse foi diferente para cada conjunto de espectros, variando entre 80 e 150. O classificador foi aplicado várias vezes, e os resultados analisados. Considerou-se que os espectros estavam alocados corretamente, quando três classificações convergiam no mesmo resultado. Em média o classificador foi aplicado seis vezes para se obter três resultados idênticos.

Conforme mencionado no último parágrafo da Seção 3.4.2, os pontos de coletas foram separados em dois grupos; pontos completos e pontos incompletos. A seqüência

ilustrada na Figura 5.20 foi aplicada nos espectros dos pontos completos, que possuíam além dos espectros, determinações da concentração de clorofila, TSS, COD, etc em laboratório. Isto permitiu que as classes espectrais resultantes da classificação pudessem ser caracterizadas pelos parâmetros limnológicos. A etapa 8 da Figura 5.20 mostra que o espectro médio de cada classe foi calculado no final da classificação. Utilizando estes espectros médios como referência, ao invés de seleção aleatória, classificaram-se os espectros dos pontos incompletos.

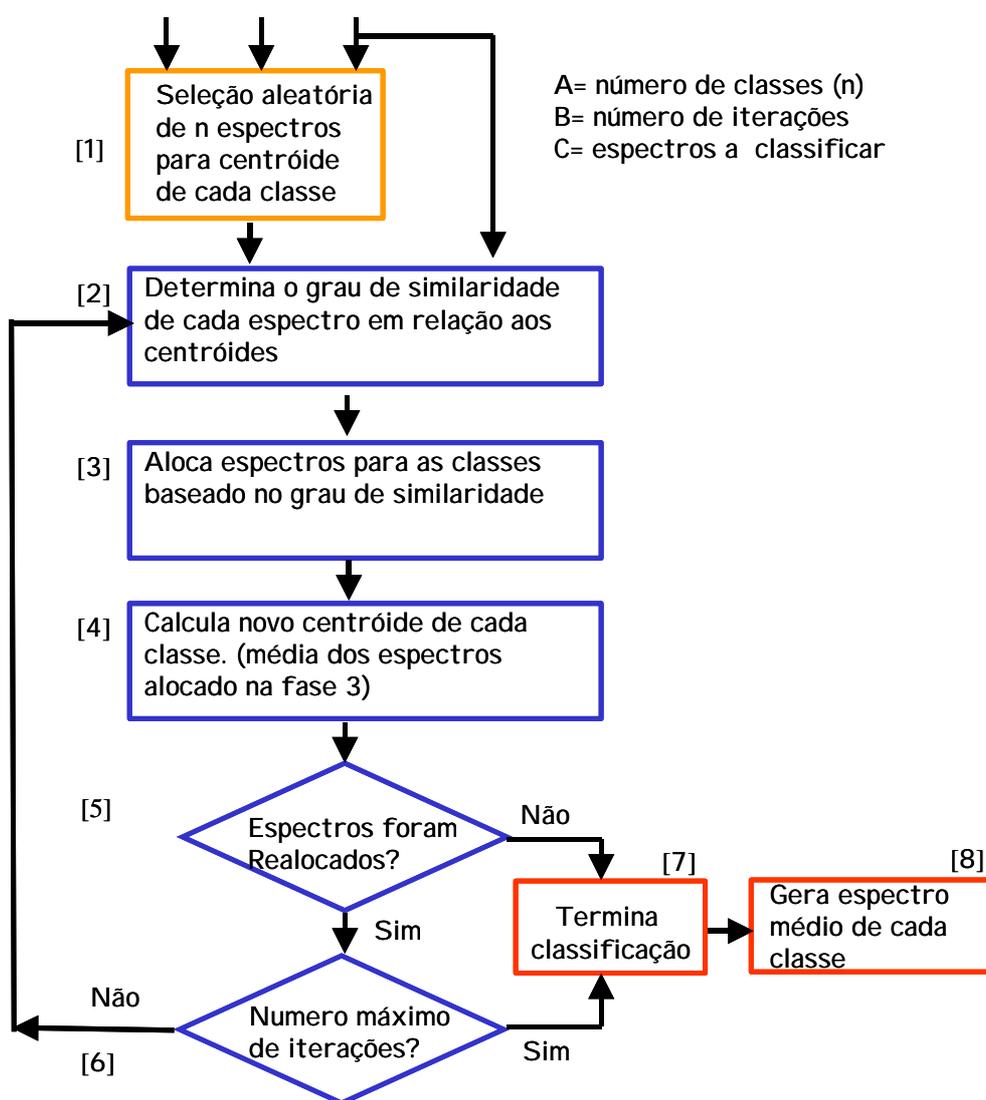


FIGURA 5.20 – Sequência de processamento do classificador por ângulo espectral.

5.7.2.2 Resultados e Análises da Classificação por Ângulo Espectral

As Figuras 5.21, 5.22, 5.23 e 5.24 mostram os resultados da classificação dos espectros dos pontos completos, junto com os parâmetros limnológicos caracterizando as classes resultantes. Observa-se que o classificador se mostrou eficiente na discriminação e agrupamento dos espectros. Vale ressaltar que o mesmo não é sensível à intensidade do sinal, mas somente a sua forma.

Os resultados do *estado 2* (Figura 5.21) mostram que a maioria dos espectros foi alocada nas classes 1, 3, 6. Pode-se observar que existem pequenas diferenças de forma entre os espectros destas três classes, mas que de uma maneira em geral eles são parecidos. Observando-se as características limnológicas destas três classes, percebe-se que também essas são similares: possuem as três maiores concentrações de sedimento em suspensão; as razões TSO/TSI das três classes são também praticamente as mesmas ($\sim 0,14$), possuem as mais altas concentrações de clorofila, e possuem COD similares.

Isto mais uma vez confirma a homogeneidade espacial e de concentração, mencionada anteriormente, em uma grande extensão da planície de Curuai, durante o *estado 2*.

Os espectros das outras três classes são de regiões marginais, principalmente da margem sul da planície, alimentadas por águas claras que estão se misturando a águas brancas que dominam a planície nessa época do ano. Os parâmetros limnológicos da classe 5 ilustram bem esta situação: baixo TSS, baixa concentração de clorofila em relação às demais classes e alto COD. Esta alta concentração de COD não é característica de água clara, e pode ser reflexo da decomposição de fitoplâncton, de macrófitas, da contribuição da lixiviação da liteira da terra firme, visto ser uma época em que começam as chuvas, e começa a aumentar o escoamento superficial das vertentes florestadas da terra firme. A baixa concentração de clorofila pode ser atribuída a baixa disponibilidade de nutrientes e luz, uma vez que a matéria orgânica absorve radiação justamente na faixa em que a clorofila precisa para se desenvolver, e o alto COD encontrado indica maior concentração de matéria orgânica (Kirk, 1994).

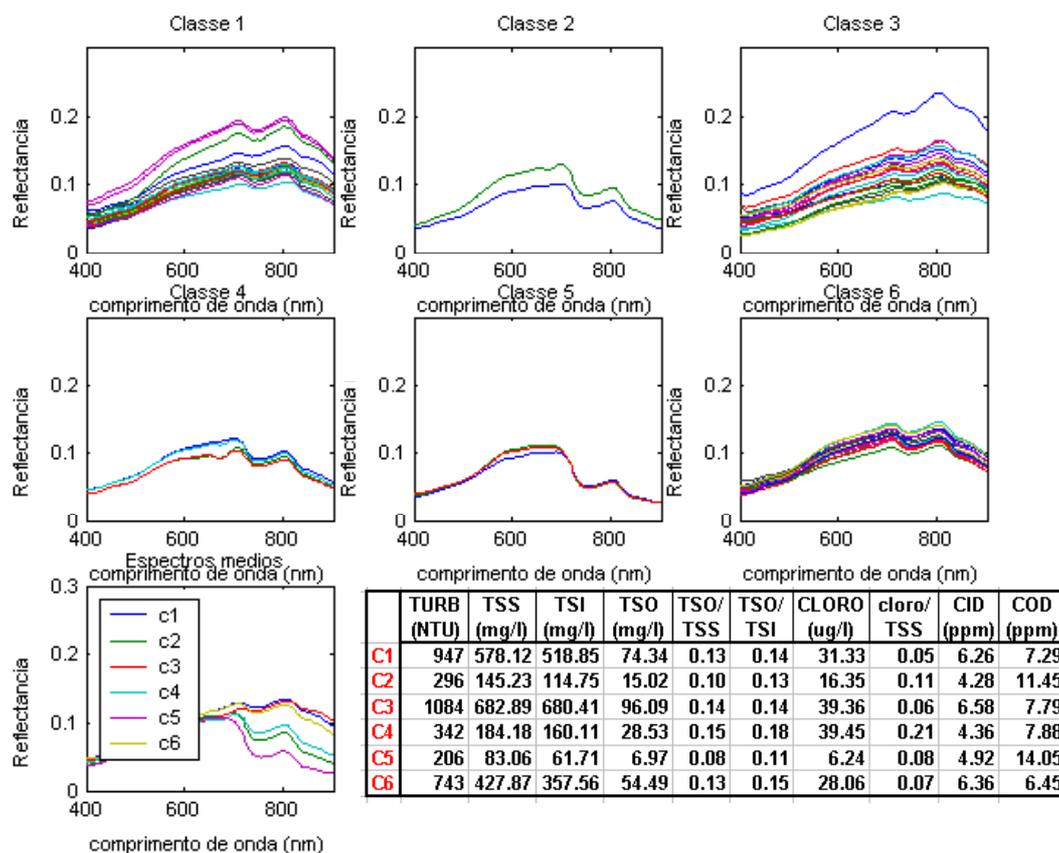


FIGURA 5.21 – Resultado de classificação por angulo espectral. (*estado 2* – água baixa).

A redução na concentração dos componentes opticamente ativos é a principal diferença entre os *estados 2 e 3*. Como esta redução não é espacialmente uniforme, observa-se uma clara transição de formas nos espectros das classes do *estado 3*. Na análise variográfica do Capítulo 4 também foi identificado esta clara transição, onde a estrutura espacial dos dados (semivariograma) foi ajustada a um modelo matemático esférico (Seção 4.6.2-análise do TSS). Considerando que a concentração média de clorofila, não varia muito entre as classes (de 5,26 a 9,81 µg/l), a principal forçante desta transição de forma nos espectros, é a variação na concentração de sólidos em suspensão. Assumindo que a forma dos espectros da classe 5 é a que mais se aproxima das formas mais freqüentes no *estado 2* (classes 1,3,6), pode-se ordenar na seguinte seqüência de transição para os espectros do *estado 3*: parte-se da classe 5, passa-se para a classe 1, classe 2, classe 3, e finalmente classe 4. A concentração de sólidos em suspensão

diminui, partindo da classe 5, nesta mesma seqüência, confirmando o domínio da fração inorgânica dos sólidos em suspensão, como modelador da resposta espectral dos corpos de água na planície durante o período de subida da água.

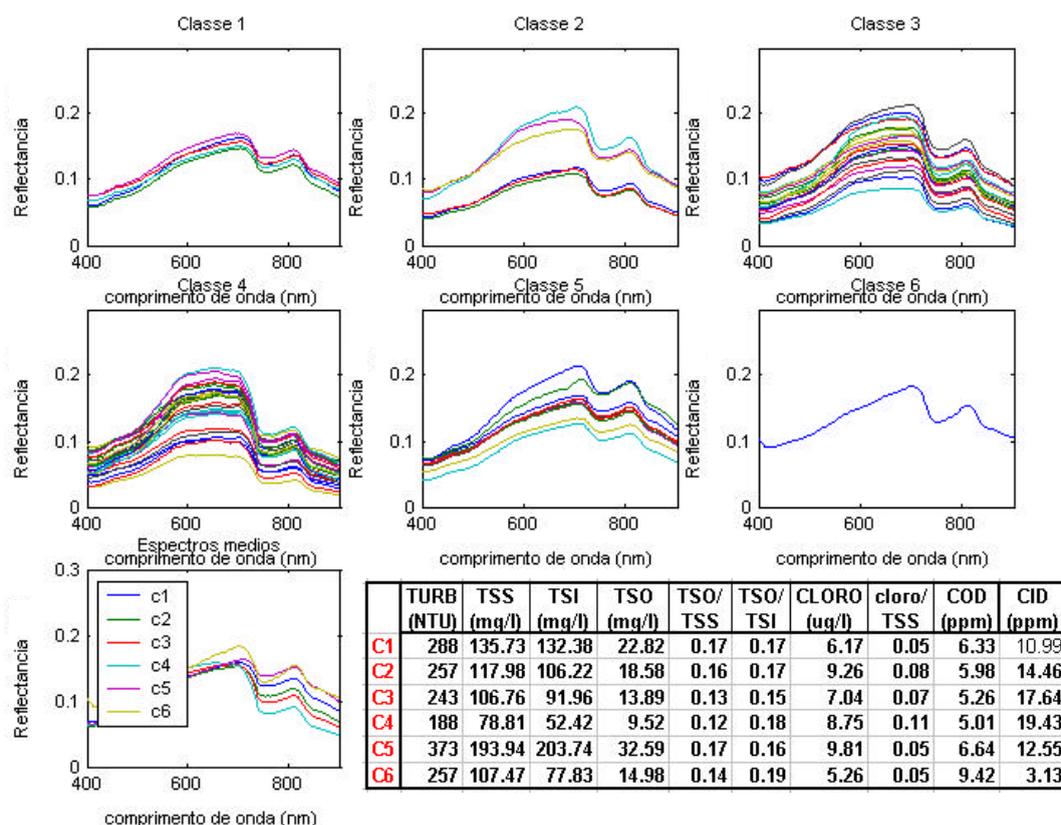


FIGURA 5.2 – Resultado de classificação por ângulo espectral (*estado 3* – enchente).

Do estado 3 para o *estado 1*, ocorreu uma redução média de 7 vezes na concentração de sedimentos e um aumento médio de 3,5 vezes na concentração de clorofila na planície. Esta nova condição, com um aumento da relação clorofila/sedimentos em suspensão, se reflete na forma dos espectros do *estado 1*. Enquanto nos *estado 2 e 3*, não se percebe visualmente as feições causadas pela clorofila na resposta espectral dos corpos de água, no *estado 1*, estas feições podem ser identificadas, principalmente nas classes 5 e 6.

As classes 5 e 6, com concentrações similares de sólidos em suspensão (entre 12 e 16 mg/l), e as maiores concentrações médias de clorofila (entre 27 e 62 µg/l) representam corpos de água da maior parte da planície. Nestas duas classes percebem-se claramente

os pontos de absorção em torno de 625 nm e 676 nm, atribuíveis a cianobactérias e clorofila a, respectivamente (Tabela 5.1) (página 124) e picos na região do verde (~550 nm) e no infravermelho próximo (~720 nm).

As classes 1 e 2 do *estado 1*, com as menores concentrações de sólidos em suspensão e com concentrações de clorofila entre 15 e 20 µg/l, não exibem estas feições. Estas duas classes são formadas por espectros de águas claras e pretas da margem sul, oeste e norte da planície. A classe 3, com maior concentração de sólidos em suspensão e menor concentração de clorofila, é formada por dois espectros tomados sobre a calha do rio Amazonas, e dois espectros tomados na planície, mas em pontos de entrada de água do rio para a planície. A classe 4 é formada por espectros coletados em zonas de transição, com mistura de águas claras e águas brancas (ricas em nutrientes, sólidos em suspensão de médio a baixo, devido a deposição, mas contendo matéria orgânica). Esta situação gerou espectros sem feições claras de clorofila, baixa reflectância na região do azul, devido a presença de matéria orgânica, e alta reflectância entre 550 nm e ~700 nm. A Figura A4 do apêndice ilustra este ambiente de mistura.

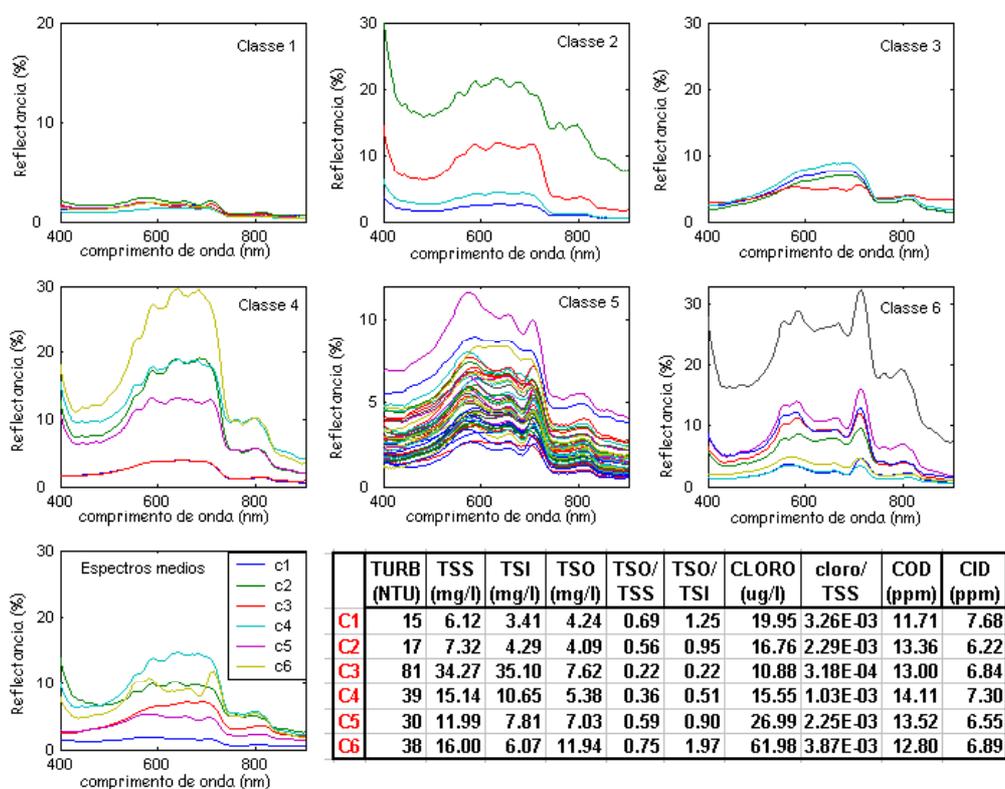


FIGURA 5.23 – Resultado de classificação por ângulo espectral (*estado 1 – cheia*).

A análise das classes espectrais do *estado 4*, mostra que este estado junto com o *estado 1*, é o que apresenta maior dinâmica de composição dos corpos de água na planície, refletido na diversidade de formas dos espectros. Entretanto, enquanto no *estado 1*, a maioria dos espectros se concentram nas classes 4 e 5 (Figura 5.23), no *estado 4*, ocorre uma maior distribuição dos espectros entre as classes (Figura 5.24) mostrando que a dinâmica de composição dos corpos de água é espacialmente mais distribuída ao longo da planície no *estado 4*.

A maior concentração média de clorofila no *estado 4* fica bastante evidenciada principalmente nos picos de reflectância no verde (570nm) e no infravermelho (710 nm) das classes 1, 2 e 5 (linhas preta pontilhada), e nas absorções em torno de 625 nm e 676 nm (linhas vermelhas pontilhadas). Vale ressaltar que estas feições também aparecem nas classes 3,4,5,6 do *estado 1* (Figura 5.23), porém com menor intensidade.

O *estado 4*, como o *estado 3*, é um estado de transição entre dois estados caracterizados pela estabilidade do nível de água na planície. Como no *estado 3*, aqui também se pode observar espectros com características similares ao estado para onde está se deslocando o sistema rio/planície. Por exemplo, a maioria dos espectros das classes 3 e 4 apresentam um crescimento quase linear na região entre 400 e 600 nm, característica encontrada na maioria dos espectros do estado 2, estado para onde o sistema está se deslocando.

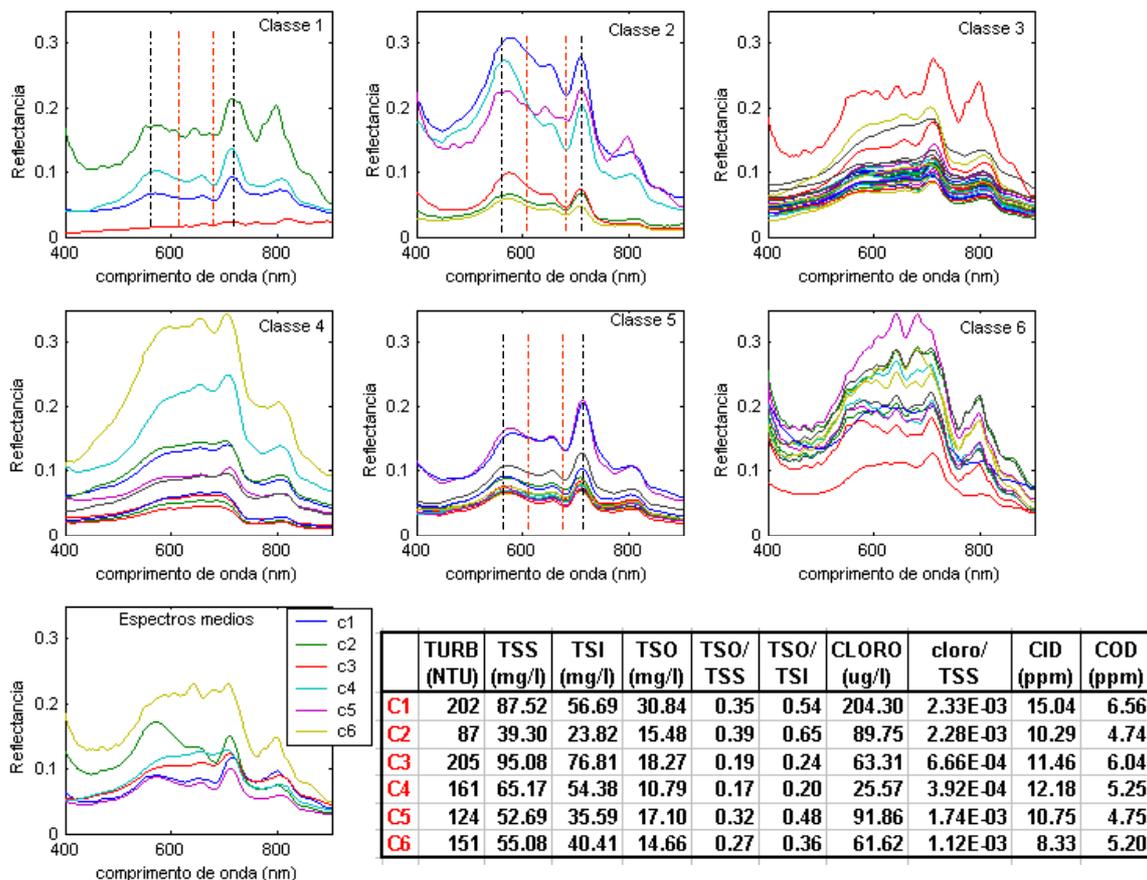


FIGURA 5.24 – Resultado de classificação por ângulo espectral (*estado 4 – vazante*).

5.7.3 Estimativas de Clorofila a Partir dos Dados Espectrais

Conforme estratégia adotada no planejamento e execução das campanhas de campo (Seção 3.4.2), os pontos de coletas foram separados em dois grupos: pontos completos (com medidas espectrais e limnológicas *in situ*, e análises de laboratório) e pontos incompletos (sem análise de laboratório). Na Seção 4.5.1 do Capítulo 4, através da análise de correlação entre turbidez (medida em todos os pontos) e TSS (obtida por análise de laboratório, para os pontos completos) chegou-se a um modelo (Figura 4.14) que permitiu estimar com um bom grau significância a concentração de TSS nos pontos incompletos. Com um maior número de pontos de TSS, a modelagem da estrutura espacial dos dados, a ser usada no processo de espacialização por krigagem, tornou-se mais fácil. Entretanto, para a clorofila, não se obteve correlação com outras variáveis limnológicas obtidas *in situ*.

Vários estudos reportam técnicas de análise da correlação entre as concentrações dos componentes opticamente ativos e informações extraídas de assinaturas espectrais de corpos de água obtidas em laboratório e em trabalhos de campo (Rundquist *et al.*, 1996; Louchard, 2002; Goodin *et al.*, 1993; Chen *et al.*, 1992; Braga, 1999). Alguns estudos também obtiveram sucesso na estimativa das concentrações destes componentes a partir de dados orbitais (Dekker, 1995; Forster *et al.* 1993; Lathrop *et al.* 1991, Schiller e Doerffer, 1993). A estimativa destes componentes a partir de reflectância obtidas *in situ*, similar ao caso do TSS a partir da turbidez (Seção 4.5.1, capítulo 4), além de permitir uma maior representatividade espacial da variável, reduz muito os custos do projeto, com a redução das análises de laboratório. No caso de dados orbitais, as vantagens são ainda maiores, além de uma redução maior dos custos, viabiliza em termos de custos e área de abrangência, estudos multi-temporais.

Com o objetivo de identificar dentre as principais técnicas mencionadas na literatura, qual a mais adequada para estimar as concentrações de clorofila para os pontos incompletos, realizou-se uma análise da correlação entre os dados espectrais e as concentrações de clorofila nos pontos completos.

A Figura 5.25-(A) ilustra a seqüência de análise realizada sobre os dados de cada campanha. Inicialmente estimaram-se, para cada comprimento de onda entre 400 e 900 nm, os coeficientes de correlação entre a concentração de clorofila e a reflectância e entre a concentração de clorofila e a primeira e a segunda derivadas da reflectância (Figura 5.25-[A-1]). A Figura 5.25-B mostra estes correlogramas para os dados do estado 1. A seguir estimou-se a correlação entre a concentração de clorofila e a razão de reflectância em 708 por 684 nm para cada ponto, sugeridas por Mittenzwey *et al.* (1992) e por Rundquist *et al.* (1996) (Figura 5.25-[A-2]). A Figura 5.26-A mostra o modelo resultante para os dados do estado 1. Estimou-se também a correlação entre a concentração de clorofila e a diferença de reflectância em 708 por 684 nm para cada ponto, sugeridas por Quibell (1992) (Figura 5.25-[A-3]). A Figura 5.26-B mostra o modelo resultante para os dados do estado 1. A correlação entre a concentração de clorofila e a primeira derivada da reflectância em 690 nm, sugerida por Rundquist *et al.* (1996) também foi avaliada (Figura 5.25-[A-4]). A Figura 5.26-C mostra o modelo

resultante para os dados do estado 1. Finalmente avaliou-se correlação entre a concentração de clorofila e a segunda derivada da reflectância em 715 nm, sugerida por Goodin et al. (1993) (Figura 5.25-[A-5]). A Figura 5.26-D mostra o modelo resultante para os dados do *estado 1*.

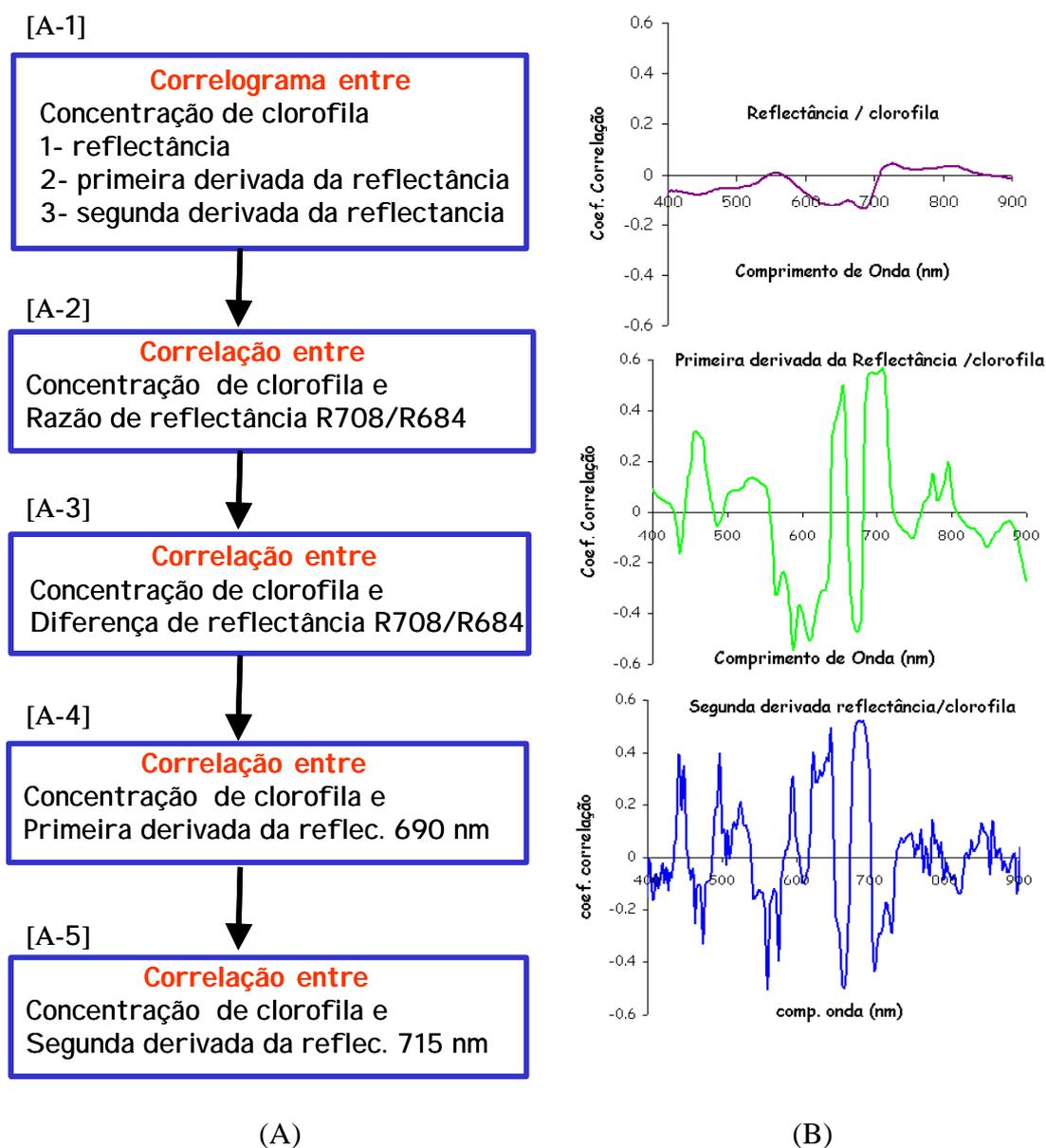


FIGURA 5.25 – (A) Sequência de análise realizada para estimativa de clorofila a partir dos dados espectrais. (B)- Correlogramas da concentração de clorofila por reflectância entre 400 e 900 nm.

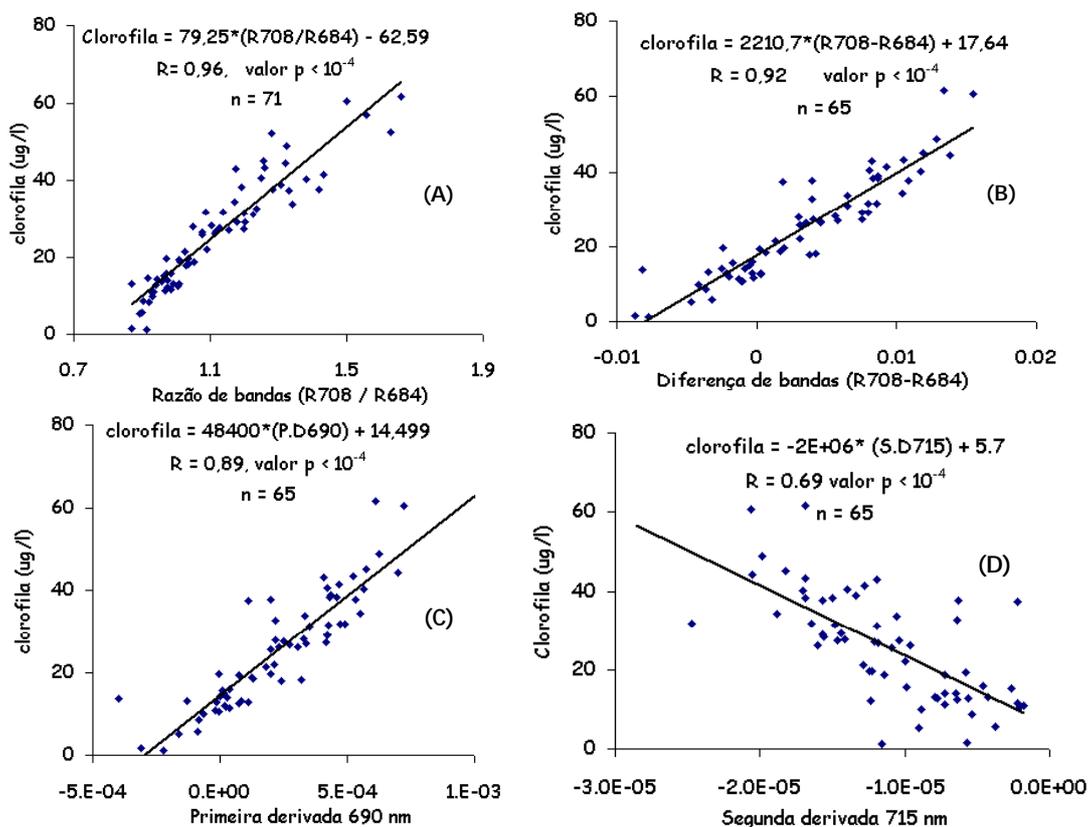


FIGURA 5.26 – Resultados dos principais modelos de regressão para estimativa de clorofila, descritos na literatura, aplicados sobre os dados de Curuai para o *estado 1* (cheia).

Das técnicas avaliadas a que se mostrou mais robusta e consistente para a estimativa da concentração de clorofila na planície de Curuai foi a razão de reflectância em 708 por 684 nm. As seguintes causas podem ser atribuídas as menores correlações encontradas nas demais técnicas:

- 1) Quibell (1992) trabalhou em condições bem controladas em laboratório (concentrações alta de clorofila, 650 e 250 $\mu\text{g/l}$, em cultura pura de *Selenastrum* sp. e com sedimentos com tamanhos uniformizados de partícula). Seus resultados devem ser vistos como específicos para as suas condições de estudo.

- 2) Rundquist et al. (1996) trabalharam com valores ainda maiores de concentrações de clorofila, chegando a 2190 µg/l, conforme mostra a Figura 5.10.
- 3) Nas medidas em Curuai a maior concentração média encontrada de clorofila por campanha foi de 69 µg/l, enquanto a concentração de sedimentos chegou a 462 mg/l no estado 2. Para altas concentrações de material inorgânico e baixas concentrações de clorofila, o material inorgânico mascara as feições de absorção por clorofila, tornando menos eficiente algumas destas técnicas. Esta foi provavelmente a situação encontrada no estado 3, onde a relação clorofila/sedimentos foi muito baixa ($8,5 \cdot 10^{-5}$) e não foi possível obter um modelo para estimativa de clorofila.
- 4) A reflectância é afetada tanto pelo tipo de sedimento quanto pelo tamanho das partículas (Novo et al., 1989b). Não foi avaliada a composição dos sedimentos em Curuai, mas entre 85 e 90% da água que passa pela planície provém do rio Amazonas.

A Figura 5.27 mostra os modelos razão de bandas de reflectância (R708/R684) para os estados.

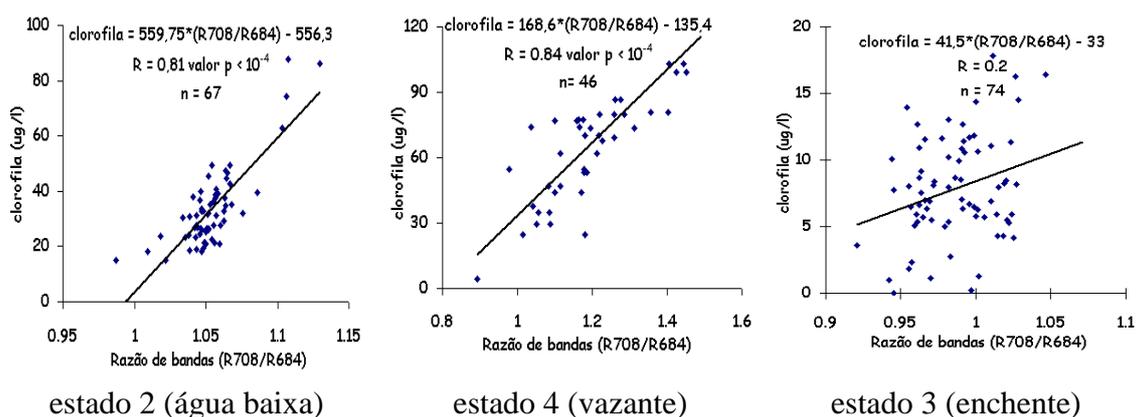


FIGURA 5.27 – Modelos razão de bandas de reflectância (R708/R684) para os estados 2,3,4 da planície de curuai.

5.8 Considerações Finais.

Esta análise dos dados espectrais mostrou que dinâmica espaço-temporal de composição das massas de água descrita na Capítulo 4 se reflete de forma significativa na resposta espectral das mesmas. Mostrou também que tanto o efeito da clorofila na resposta espectral da água pode ser identificado, quanto sua concentração pode ser estimada a partir dos espectros, desde que não se tenha concentração muito alta de partículas inorgânicas, que mascaram as feições características da clorofila, impossibilitando sua identificação.

A classificação por ângulo espectral se mostrou adequada como ferramenta para discriminação da resposta espectral de corpos de água com concentrações distintas, porém próximas.

A clorofila e o TSS, principais modeladores da resposta espectral das massas de água, variaram bastante entre os estados, passando de condição de principal componente dominante da resposta espectral para a condição de não causar efeito nesta resposta. Estas transições nas concentrações se refletiram na resposta espectral, e puderam ser observadas nos resultados da classificação por ângulo espectral, onde se pode ordenar as classes numa seqüência de transição de formas espectrais.

A questão que se coloca, e a ser avaliada no próximo Capítulo, é se as massas de água, cuja dinâmica espaço-temporal de composição foi identificada no Capítulo 4, e cujos efeitos puderam ser observados na resposta espectral no Capítulo 5, podem ser delimitadas através de imagens orbitais.

CAPÍTULO 6

SELEÇÃO E PROCESSAMENTO DAS IMAGENS REPRESENTATIVAS DA DINÂMICA DE ÁGUA NA PLANÍCIE DE CURUAI

6.1 Introdução

Como já mencionado anteriormente, o objetivo principal deste estudo consistiu em descrever a dinâmica de circulação da água na várzea de Curuai, a partir da integração de dados de sensoriamento remoto orbitais e dados espectro-radiométricos e limnológicos adquiridos *in situ*, e com isto desenvolver e avaliar uma metodologia que possa ser aplicável na escala da bacia amazônica. Neste Capítulo massas homogêneas de água em diferentes fases do ciclo hidrológico foram mapeadas através de técnicas de processamento digital de imagens, sendo feita uma análise das inter-relações entre sua distribuição espacial e temporal com o conhecimento derivado do processamento dos dados espectro-radiométricos e limnológicos.

6.2 Dados TM/Landsat

6.2.1 Características do Sensor TM

Como observado anteriormente, a região do espectro eletromagnético mais adequada ao estudo de corpos d'água está compreendida entre 400 e 800 nm. Dado que as bandas 1,2,3,4 do sensor TM-Landsat recobrem quase totalmente esta faixa do espectro (Tabela 6.1), vários estudos e monitoramento de ecossistemas aquáticos foram realizados os últimos anos, a partir de dados TM.

TABELA 6.1 – Resolução espectral e espacial das bandas do sensor “Thematic Mapper”.

Bandas	Resolução espectral (nm)	Resolução espacial (m)
1	450- 520	30
2	520- 600	30
3	630- 690	30
4	760- 900	30
5	1,550- 1,750	30
6	10,450- 12,500	120
7	2,080- 2,350	30

6.2.2 Aplicação de Dados do Sensor TM no Estudo de Ecossistemas Aquáticos

Procurando avaliar a produção primária, a fotossíntese marinha e a troca de CO₂ entre o oceano e a atmosfera, Costa (1992) desenvolveu um estudo para estimativa da distribuição espacial de clorofila-a em águas costeiras da região de Ubatuba-SP, utilizando dados do sensor TM/Landsat e amostras de água coletadas coincidentemente com a passagem do Landsat sobre a área de estudo. O conjunto de dados resultante foi submetido à análise de regressão “stepwise”, com o objetivo de identificar as bandas mais correlacionadas com a variação da clorofila-a. Os resultados desta análise mostraram que para a área de estudo, no período de realização do experimento, as bandas TM2 e TM3 foram as mais adequadas para mapeamento da distribuição espacial de clorofila-a. A regressão “stepwise” gerou um modelo linear preditivo para estimativa de clorofila-a estatisticamente confiável, com R² ajustado de 0,83.

Braga (1999) integrou dados biogeoquímicos, dados multiespectrais do sensor TM/Landsat e medidas espectro-radiométricas coletadas “*in situ*” simultaneamente com a passagem do satélite, e estudou a correlação entre aqueles dados para a Lagoa de Araruama-RJ. As variáveis ambientais investigadas nesse trabalho foram concentração de clorofila-a, total de sólidos em suspensão, medidas da profundidade do disco de Secchi, salinidade, temperatura e profundidade da lâmina d’água. Utilizando transformações por componentes principais sobre as bandas TM1, TM2 e TM3 e técnicas de segmentação seguidas por classificação automática, Braga (1999) concluiu, que para a sua área em estudo, a concentração de clorofila-a e a profundidade de Secchi

são significativamente correlacionadas tanto com os dados TM quanto com os dados espectro-radiométricos para regiões da lagoa com profundidade superior a 3,5 metros.

Allee e Johnson (1999) realizaram experimento para determinar a potencialidade do uso de dados TM/Landsat no desenvolvimento de modelos estatísticos para a previsão de clorofila-a e de profundidade Secchi, que pudessem ser utilizados para avaliar o processo de eutrofização nos últimos 10 anos no reservatório “Bull Shoals” no estado de Arkansas-USA. Uma abordagem baseada em regressão stepwise foi aplicada pelos autores sobre dados TM e amostras coletadas em campo concomitantemente com a passagem do satélite, na formulação dos modelos de previsão. Os valores de clorofila-a estimados por esses modelos, quando aplicados sobre dados TM históricos de 10 anos anteriores ao experimento, foram confrontados com coletas históricas de clorofila-a do USGS, gerando resultados satisfatórios para 6 dos 10 anos avaliados.

Galvão et al. (2001) estudaram as relações entre valores de reflectância de campo (450-900 nm) e parâmetros físico-químicos da água, e os efeitos destas relações sobre a estimativa remota dos constituintes opticamente ativos da água, através de imagens coletada por sensores multiespectrais (Enhanced Thematic Mapper- ETM+/Landsat 7) e hiperespectrais (Airborne Visible Infrared Spectrometer – AVIRIS) em uma região do Pantanal mato-grossense. Um modelo linear de mistura espectral foi utilizado pelos autores na caracterização espectral dos componentes de cena da área de estudo, o que permitiu concluir que dos constituintes opticamente ativos analisados para as lagoas presentes na área estudada, o COD e o TSS foram os que mostraram as mais altas correlações positivas com a reflectância de campo, respectivamente, nos intervalos do azul e na transição do vermelho para o infravermelho próximo. Ocorreram correlações negativas entre a profundidade Secchi e a reflectância.

Estudos realizados por Galvão et al. (2003) na região do Pantanal permitiram verificar a existência de uma relação linear ($r^2=0,943$) significativa entre a reflectância da água em 450 nm e os valores de COD (mg.l^{-1}) de lagos salinos. Essa relação, entretanto, não foi encontrada para lagoas de água doce. A análise dos resultados apresentados pelos autores evidencia que um dos fatores que podem explicar essa diferença no desempenho

dos algoritmos é não só a magnitude da concentração de COD, como também sua amplitude, muito maior nos lagos salinos ($0,30 \text{ mg,l}^{-1}$ - $0,65 \text{ mg,l}^{-1}$) que nos lagos de água doce ($0,03 \text{ mg,l}^{-1}$ a $0,15 \text{ mg,l}^{-1}$).

Os trabalhos anteriores mostram a potencialidade do sensor TM/Landsat em particular e da tecnologia de sensoriamento remoto em geral, para o estudo de ecossistemas aquáticos. Entretanto, apesar destes exemplos de sucesso e da resolução espacial adequada oferecida pelo sensor TM/Landsat, sua frequência de aquisição associada à alta taxa de cobertura de nuvens na região amazônica, dificultam a obtenção de dados de campo simultâneos aos das passagens do satélite. Este problema tende a dificultar a caracterização de todas as condições da planície ao longo do ciclo hidrológico.

6.3 Métodos de Processamento Digital de Imagens

6.3.1 Pré-Processamento: Correção Atmosférica

Conforme mencionado e ilustrado na introdução do Capítulo 5, Seção 5.1- Figura 5.1, somente de 10 a 15 % do sinal registrado por sensor orbital (radiância aparente), traz informações sobre corpos d'água. O restante da informação contida no sinal é devido a processos que ocorrem na atmosfera.

Para remover a contribuição atmosférica do sinal, faz-se necessário modelar as propriedades ópticas da atmosfera no momento de aquisição da imagem. Vários modelos atmosféricos foram desenvolvidos inicialmente para estimar a radiação solar direta descendente e a iluminação difusa que atinge a superfície da terra. Estes modelos foram modificados para estimar a radiância de trajetória atmosférica que atinge o sensor orbital (Durand *et al.*, 1999), e o efeito da atmosfera sobre a radiância espectral emergente da coluna d'água que atinge o sensor (Tanré *et al.*, 1990).

Na parte visível do espectro, os principais processos que contribuem para o componente atmosférico do sinal registrado pelo sensor são: o espalhamento molecular (Rayleigh), as absorções por vapor d'água, ozônio e outros gases, e a absorção e espalhamento por partículas em suspensão (aerossóis). As modelagens do espalhamento Rayleigh e da

absorção por gás são bem conhecidas. A absorção por gás é altamente variável no espaço e tempo, mas seu efeito é contornado escolhendo bandas espectrais onde efeitos de absorção por gás podem ser desprezados. O principal problema na correção dos efeitos atmosférico está relacionado com as partículas em suspensão na atmosfera, os aerossóis, devido a seus tamanhos e distribuição serem altamente variáveis no espaço e tempo (Durand *et al.*, 1999).

Durand *et al.* (1999) fizeram um levantamento sobre os diferentes métodos publicados para correção do efeito dos aerossóis, e concluíram que estes métodos podem ser agrupados em três abordagens distintas. Estas abordagens estimam a espessura óptica dos aerossóis, a qual é uma medida das suas propriedades de atenuação na coluna atmosférica.

- Algoritmos baseados em sensores. Estes algoritmos utilizam bandas de infravermelho para estimativas da concentração de aerossóis. (André, 1991; Clark, 1997; Fraser, 1997; Gordon, 1978; Gordon and Wang, 1992; Gordon and Wang, 1994; Lavender, 1997).
- Procedimentos baseados no cálculo da transferência radiativa na atmosfera (MODTRAN³⁵, 6S). As correções atmosféricas aplicadas sobre as imagens são estimadas por simulação da transferência radiativa na atmosfera, e por cálculos das contribuições atmosférica e da interface ar/água para o sinal total medido pelo sensor. Estes modelos de transferência radiativa utilizam gás padrão e perfis atmosféricos de partícula, bem como as distribuições de tamanho de aerossóis típicos para áreas urbanas, continentais e marítimas.
- A terceira abordagem aplica as técnicas de modelagem inversa que pressupõem que os parâmetros de aerossóis são desconhecidos e serão estimados juntamente com os parâmetros de qualidade de água. (Durant *et al.*, 1999; Dekker *et al.*, 2002).

³⁵ (<http://www2.bc.edu/~sullivab/soft/modtran4.html#POC>)

Para a correção dos efeitos atmosféricos nas imagens TM/Landsat empregadas nesta pesquisa, utilizou-se o modelo “6S” (“Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum”) (Vermote et al., (1997)), que se baseia no cálculo da transferência radiativa na atmosfera. A escolha deste modelo fundamentou-se nos resultados de um estudo comparativo realizado por Moran *et al.*, (1991) entre diversos métodos para correção de dados multiespectrais, que apontou o “6S” como o de melhor desempenho.

6.3.2 Segmentação Automática de Imagens

A maioria dos classificadores baseados em pixel não considera a informação contextual presente nas imagens. Uma forma de incluir este tipo de informação é pré-segmentar a imagem antes de se aplicar uma classificação. Isto permite que se faça uma classificação baseada em regiões ao invés de uma classificação baseada somente no valor isolado do pixel.

Existem várias técnicas para se fazer a segmentação de uma imagem de forma automática. Uma destas técnicas é conhecida como segmentação por crescimento de regiões. Esta técnica baseia-se num processo iterativo no qual as regiões homogêneas (segmentos) são delimitadas nas imagens digitais a partir do agrupamento de pixels contíguos. Este agrupamento é baseado em algumas propriedades intrínsecas das imagens, como: diferença de nível de cinza entre pixel contíguos, áreas mínima, etc.

O resultado do processo de segmentação é um número de regiões homogêneas delimitadas por polígonos sobre a imagem em análise, onde a cada polígono é atribuído um rótulo único (Figura 6.1). Na técnica por crescimento de regiões utilizam-se dois limiares, que devem ser definidos a priori: *similaridade* e *área mínima*. A similaridade está relacionada com a menor diferença aceita entre o valor médio de dois pixels ou dois conjuntos de pixels, para que eles possam ser considerados como pertencentes a regiões distintas. Se a diferença entre os pixels ou conjunto de pixels for menor que o valor de similaridade, eles são considerados com pertencentes à mesma região, caso contrário, serão atribuídos a regiões distintas. O limiar de área mínima está associado com o menor tamanho admitido para as regiões (segmentos), tamanho esse definido pelo

usuário, em função de suas necessidades de informação, resolução espacial da imagem e características dos alvos imageados.

6.3.3 Classificação de Imagens Baseada em Regiões

A delimitação das regiões homogêneas, resultantes do processo de segmentação, se materializa em um conjunto de polígonos rotulados (Figura 6.1). Para se efetuar o processo de classificação por regiões, os atributos estatísticos de cada região da imagem delimitada por um destes polígonos precisam ser determinados. A partir destes atributos, classificações supervisionadas ou não supervisionadas, baseadas em polígonos, podem ser aplicadas. Em ambos os casos estes atributos estatísticos serão utilizados para a determinação de medidas de similaridade entre as regiões. O processo de classificação vai agrupar os polígonos, cujos atributos são estatisticamente similares. O algoritmo de agrupamento a ser utilizado neste estudo, denominado de ISOSEG (Bins et al., 1992), usa a matriz de covariância e o vetor média das regiões para estimar o centros das classes resultantes do processo de classificação. O processo de classificação se inicia com a definição pelo usuário de um limiar de aceitação definido em porcentagem. Esse limiar define a distância máxima que pode existir entre uma região e uma classe, para que a região possa ser considerada como pertencente à aquela classe. Esta distância, baseada na probabilidade estatística, é denominada distância máxima de Mahalanobis (Richards, 1995). Cada vez que uma região é anexada a uma classe, a estatística da classe é recalculada, de forma a refletir a nova situação. O processo se repete até que todas as regiões sejam classificadas como pertencentes a uma das classes ou a nenhuma se for o caso.

O usuário pode controlar o nível de detalhes da classificação através do limiar de aceitação: mais detalhes, ou seja, mais classes para níveis de significância maiores (<80%) e menos detalhes para níveis de significância menores (> 95%). Esta abordagem de classificação baseada em regiões foi utilizada com sucesso por Batista et al. (1994) e por Shimabukuro et al. (1998) para estimativas de desflorestamento na região Amazônica. Barbosa et al. (2004a) também obtiveram sucesso no mapeamento da planície de inundação Amazônica, utilizando classificação baseada em regiões.

A Figura 6.2 mostra um exemplo de resultado da aplicação de uma classificação não supervisionada, baseada em polígonos, sobre o resultado da segmentação mostrado na Figura 6.1.

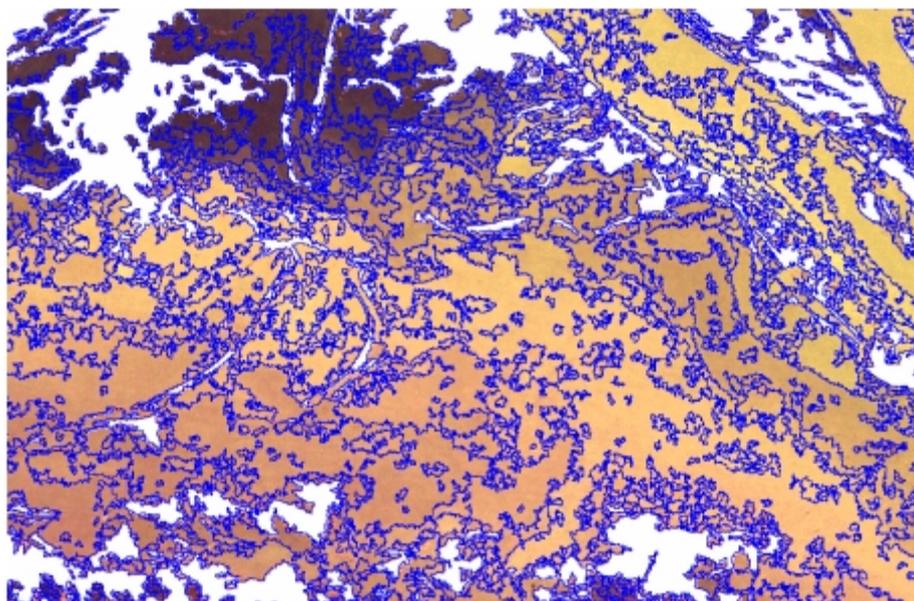


FIGURA 6.1 – Exemplo do resultado de um processo de segmentação.

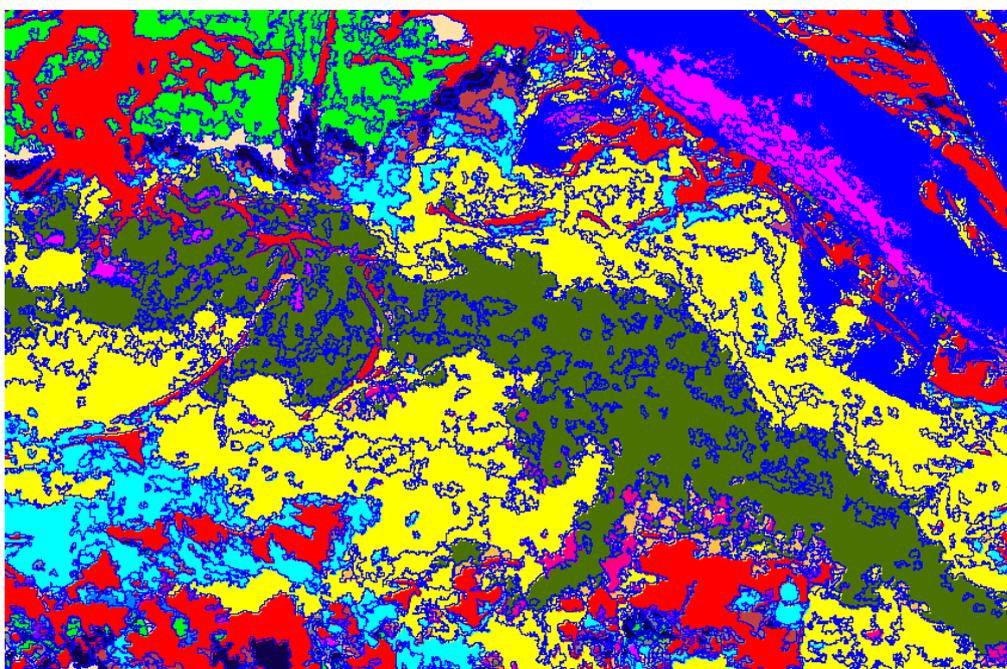


FIGURA 6.2 – Resultado de uma classificação não supervisionada baseada em regiões, sobre corpos de água.

6.4 Processamento e Análise de Resultados

A Figura 6.3 apresenta um fluxograma da seqüência utilizada para processamento das imagens e análise dos resultados obtidos.

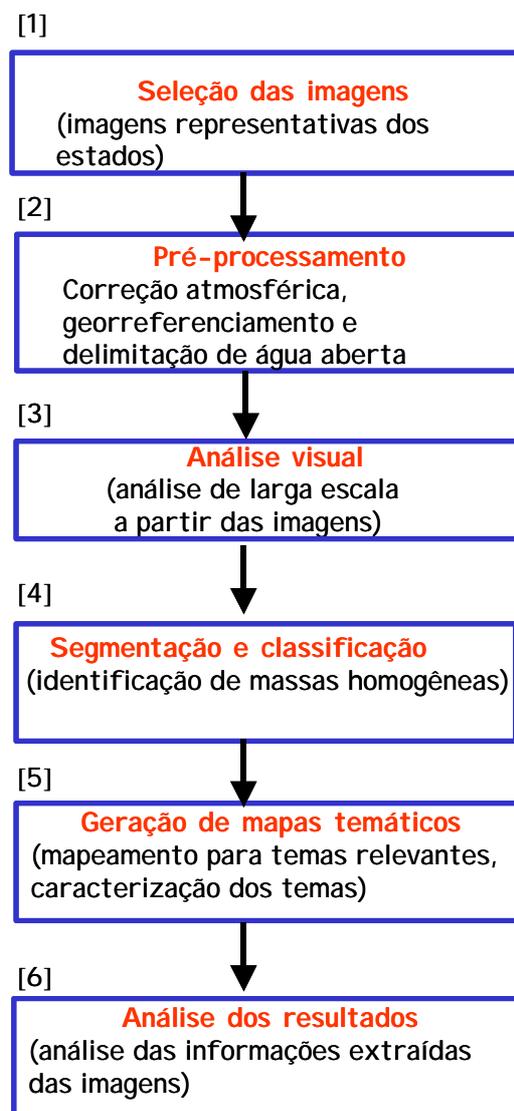


FIGURA 6.3 – Seqüência de processamento e análise dos resultados.

[1] – Seleção das imagens – Definição da imagem representativa dos estados do sistema, durante as campanhas. Esta seleção foi necessária porque não se conseguiram imagens e coletas simultâneas para todas as campanhas;

[2] – Pré-processamento – Nesta etapa é feito todo o tratamento das imagens antes do processo de classificação das massas de água. Aplica-se a correção atmosférica utilizando o modelo 6S, realiza-se o georreferenciamento e importação das imagens para o banco de dados geográfico, recortam-se as imagens mantendo somente as áreas de água aberta;

[3] – Análise visual – Descrição geral das quatro imagens associando os tons de cores aos componentes aparentemente dominantes na resposta espectral de cada estado;

[4] – Segmentação e classificação – Nesta etapa realiza-se a delimitação das massas homogêneas de água ao longo da planície.

[5] – Geração dos mapas temáticos – Nesta etapa, baseando-se na interpretação visual, associa-se às massas homogêneas de água com os temas clorofila, material inorgânico e matéria orgânica. Em seguida, a partir da sobreposição dos dados de coleta sobre os temas mapeados, estima-se a faixa de valores dos dados de coleta em cada tema. Estima-se também o valor médio de cada banda TM em cada tema;

[6] – Análise dos resultados – nesta etapa realiza-se uma análise dos resultados obtidos a partir das imagens.

6.4.1 Seleção das Imagens Landsat-TM Representativas dos Estados do Sistema

Conforme mencionado na Seção 3.6, as campanhas de campo foram programadas para serem simultâneas à passagem do satélite Landsat, permitindo assim, a calibração dos modelos a ser gerados. Devido à cobertura de nuvens, entretanto, não foi possível obter coletas simultâneas com a passagem do Landsat-TM, para todas as campanhas. Somente para a campanha do *estado 2*, água baixa, ocorreu a simultaneidade. Para os campos dos *estados 1, 3 e 4*, ocorreram condições de bruma ou de alta porcentagem de nuvens durante a passagem do satélite coincidente com as coletas.

Para os *estados 3* (enchente) e *4* (vazante), as imagens da passagem anterior do satélite estavam sem cobertura de nuvens. Estas passagens ocorreram respectivamente 2 e 4 dias antes do início das coletas dos *estados 3 e 4*. Para o *estado 1* (cheia), não foi

possível conseguir uma imagem representativa do *estado* próxima da coleta. Em função disto, definiram-se os seguintes critérios para selecionar, dentre as imagens históricas disponíveis, uma imagem representativa do *estado 1*:

- 1) Uma imagem histórica dentro do período hidrológico *estado 1*;
- 2) Uma dinâmica “comportamento” da hidrógrafa similar ao ocorrido durante a campanha de campo. Esta dinâmica foi caracterizada pela cota, taxa de variação da cota e sentido de variação da cota (positivo=subindo, negativo=descendo).

Para a campanha do *estado 1*, o comportamento da hidrógrafa foi o seguinte: cota média de 930 cm, taxa média de variação diária de -1,1 cm, sendo esta taxa negativa, ou seja, nível da água diminuindo. Na análise das hidrógrafas associadas às imagens disponíveis para o *estado 1*, a que apresentou condições similares ao período de coleta, foi da imagem de 19/07/2003.

Em função do exposto, a Tabela 6.2 lista as imagens selecionadas como representativas dos estados/campanhas, e a Figura 6.4 mostra uma composição colorida destas imagens (TM3- vermelho, TM2- verde, e TM1- azul).

TABELA 6.2 – Imagens selecionadas como representativas dos estados do sistema.

	Data imagem	Data campanha
Estado 1	19/07/2003	31/05 a 21/06/04
Estado 2	24/11/2003	19/11 a 01/12/03
Estado 3	27/01/2004	01/02 a 14/02/04
Estado 4	21/09/2003	23/09 a 09/10/03

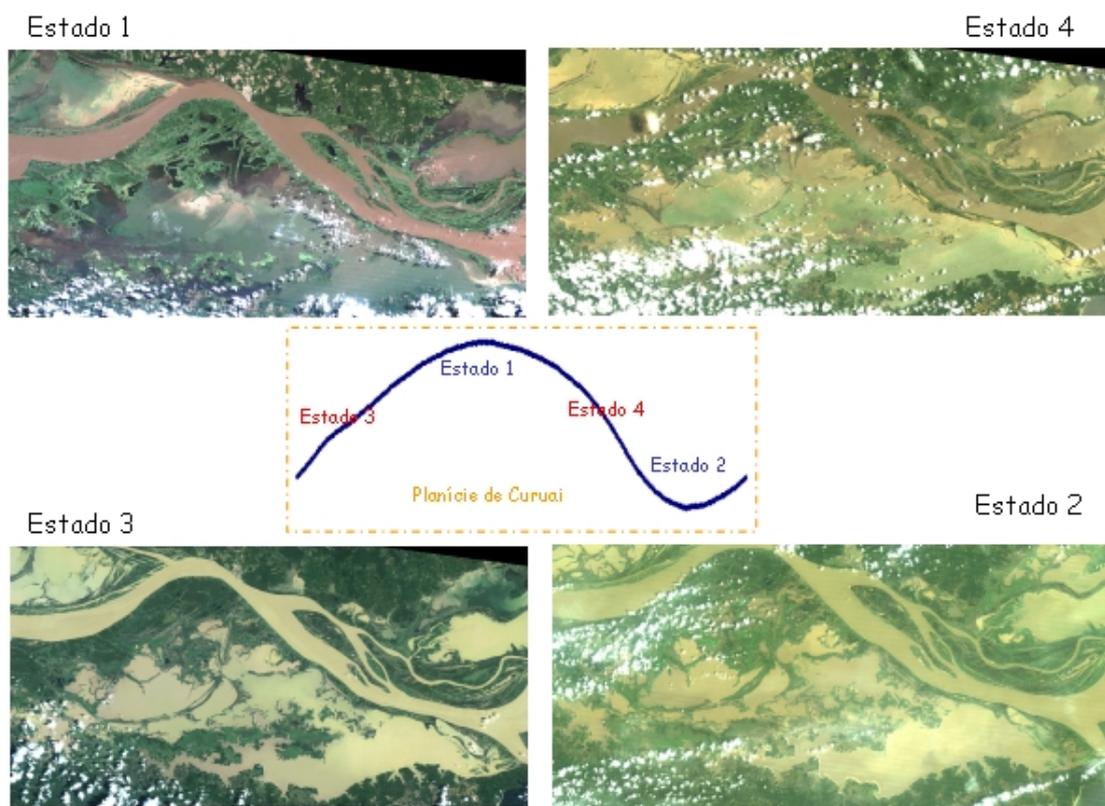


FIGURA 6.4 – Composição das imagens Landsat-TM selecionadas como representativas dos estados. (TM3- vermelho, TM2- verde, e TM1- azul).

6.4.2 Pré-Processamento

Para a correção atmosférica de todas as imagens TM/Landsat, tanto as apresentadas na Seção anterior quanto as imagens históricas utilizadas na Seção 6.4.7 (análise multitemporal), utilizou-se o modelo “6S” implementado na forma de um aplicativo por Vermote et al. (1997). Este processamento além de corrigir dos efeitos de espalhamento e de absorção atmosférica, normaliza as variações sazonais na irradiância solar, garantindo que as modificações detectadas entre datas diferentes sejam relativas a variações no comportamento dos objetos da cena imageada, e não das condições de imageamento. A conversão das imagens multiespectrais (TM/Landsat 5 e ETM+/Landsat 7) para valores de "reflectância de superfície", também viabiliza a comparação entre as informações radiométricas extraídas das imagens e aquelas derivadas de medidas espectrorradiométricas de campo.

Após a correção atmosférica, as imagens foram submetidas à correção geométrica para garantir a correspondência entre os pontos imageados nas diferentes datas. Procedimentos de correção geométrica podem ser encontrados, por exemplo, em Richards (1995). Após o georreferenciamento e importação das imagens para a base de dados, a banda TM5 de cada data foi utilizada para gerar uma máscara referente à água aberta. Por estar localizada numa faixa espectral onde ocorre forte absorção pela água, a banda TM5 é bastante adequada para definição da área de água aberta. Para isso foi utilizado um algoritmo de segmentação e um classificador por regiões (Barbosa et al., 2002).

6.4.3 Análise Visual das Imagens

6.4.3.1 Critérios de Análise

Para uniformizar tanto a análise visual das imagens quanto a identificação das classes resultantes de uma classificação não supervisionada, aplicada sobre elas, definiu-se a priori, um critério baseado na intensidade e nas tonalidade de cores de uma composição colorida, igual à apresentada na Figura 6.4. A Figura 6.5 mostra um mosaico das diferentes massas de água presentes na planície, obtido de imagens TM/Landsat. Estas massas de água, identificadas por números, foram caracterizadas visualmente da seguinte forma:

- a) Feições de maior brilho, e com cores amarelo e marrom, correspondem a áreas de alta concentração de partículas inorgânicas (número 3- Figura 6.5);
- b) Feições de tons amarelo e marrom e com brilho médio, correspondem a Média concentração partículas inorgânicas (número 4);
- c) Feições pretas, identificadas pelo número 6, correspondem a massas de água com alta concentração de matéria orgânica;
- d) Feições com tons marrom escuro, identificadas pelo número 5, correspondem a massas de água com média concentração de matéria orgânica, ou concentração muito baixa de partículas inorgânica.

- e) Feições com cor verde intensa e compacta, identificadas pelo número 1, correspondem a massas de água com alta concentração de clorofila;
- f) Manchas verdes entremeadas com manchas marrons, identificadas pelo número 2, correspondem a massas de água com média concentração de clorofila.

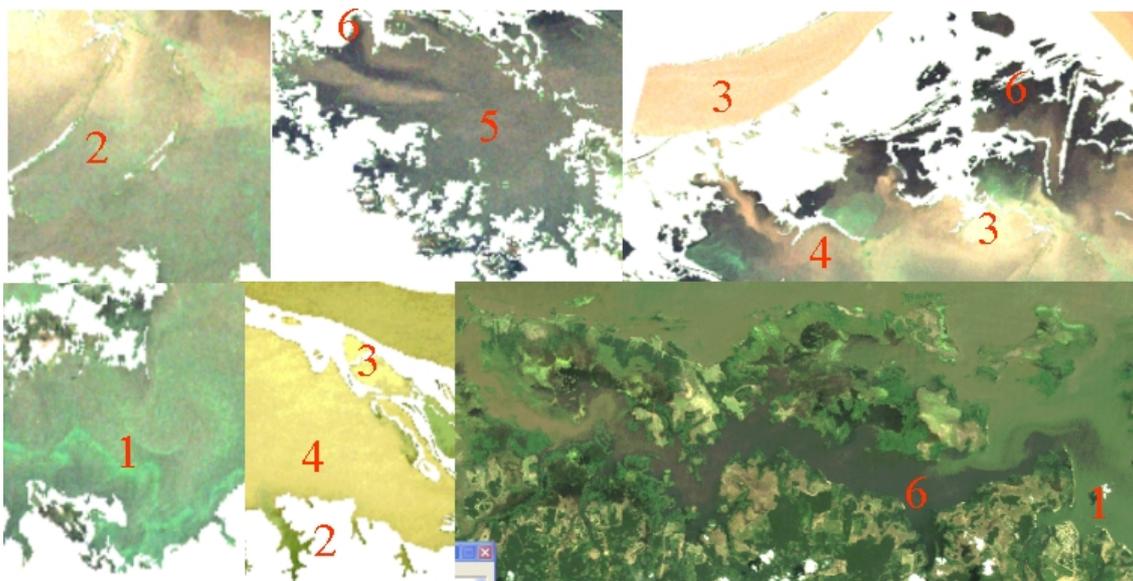


FIGURA 6.5 – Mosaico de diferentes massas de água na planície (Apêndice – Figuras A5, A6, A7 e A8).

6.4.3.2 Análise Visual das Imagens Selecionadas como dos Estados

Para esta análise visual das imagens, conforme mencionado anteriormente, utilizou-se uma composição colorida normal das bandas TM1, TM2 e TM3 (TM1- azul, TM2- verde, e TM3- vermelho), uma vez que os componentes opticamente ativos afetam a cor da água. A Figura 6.6 mostra somente as áreas de água aberta. Todo o processamento foi aplicado somente sobre a área de água aberta.

Da Figura 6.6, considerando os critérios de mapeamento descritos na Seção 6.4.3.1, observa-se que durante os *estados* 2 e 3, o teor de partículas inorgânicas é o principal componente responsável pela resposta espectral das massas de água da planície, devido às extensas áreas que apresentam cor amarela e marrom. A predominância de material inorgânico suspenso nestes dois estados faz com que estas imagens tenham maior brilho

(albedo) do que as imagens dos *estados 1 e 4*. Observa-se também que a resposta espectral da calha do Rio Amazonas apresentou valores distintos durante o ciclo hidrológico anual. A cor amarelo-clara na calha durante o *estado 2* (água baixa) está associada com uma maior concentração de partículas inorgânicas neste período, o que está de acordo com os resultados das coletas de campo (Tabela 4.1- Capítulo 4, página 66), onde a maior média de sólidos em suspensão ocorreu neste estado. O mesmo se confirma para o estado 4, em que ocorre a cor marrom escura, sinalizando baixa reflectância na calha. Isto também está em concordância com as coletas de campo (Tabela 4.1- Capítulo 4), que mostra a menor média de TSS no rio, durante esse estado.

As imagens dos *estados 1 e 4* mostram, através dos tons verdes, altas concentrações de clorofila na planície. Esta condição se confirmou tanto pelas coletas (Tabela 4.1), quando através de imagens históricas destes períodos (Figura 6.11 e Figura 6.12), nas quais se pode observar estes tons verdes em todas as imagens.

Verifica-se também através desta análise visual, que regiões com concentrações significativas de matéria orgânica dissolvida ocorrem principalmente em lagos isolados na margem mais ao norte e a oeste da planície. Essas áreas indicadas na Figura 6.6 por elipses vermelhas, aparecem nas imagens nas cores marrom escuro e preto, devido a alta absorção da radiação pela matéria orgânica dissolvida. No *estado 1*, essas águas com concentrações significativas de material orgânico dissolvido ocorrem também na margem oeste e sul da planície.

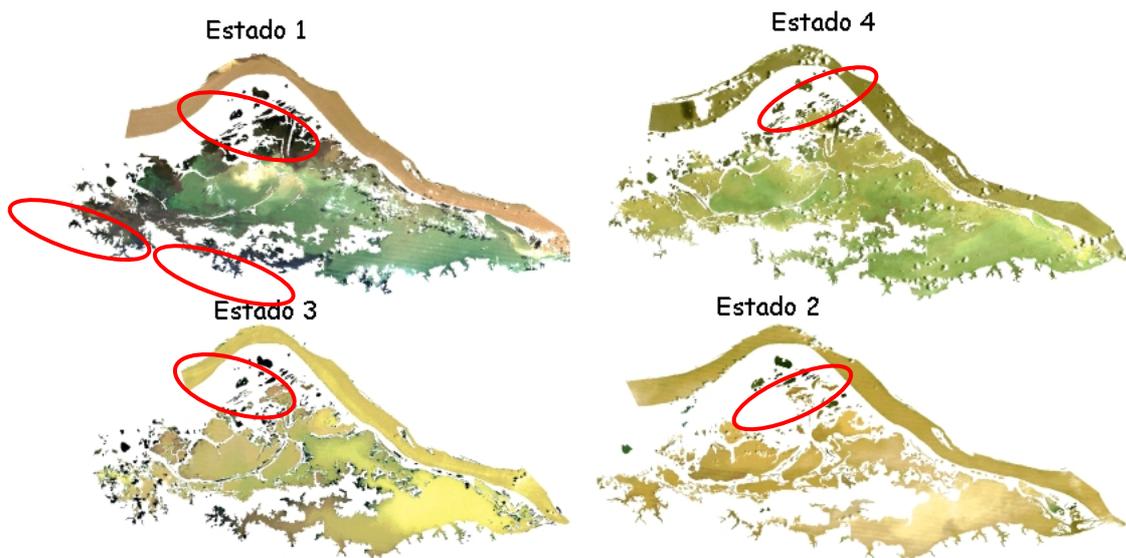


FIGURA 6.6 – Composição colorida das áreas de água aberta extraídas das imagens Landsat-TM selecionadas como representativas dos estados. (TM3-vermelho, TM2- verde, e TM1- azul).

6.4.4 Segmentação e Classificação das Imagens TM

Os limiares de segmentação, similaridade e área mínima, foram determinados após sucessivas segmentações aplicadas sobre as bandas TM1, TM2, TM3, TM4 das imagens selecionadas. Embora a análise visual tenha se baseado em somente três bandas, devido as limitações dos equipamentos de visualização, no processamento incluiu-se também a banda TM4, por ela estar localizada em um região espectral onde as partículas inorgânicas respondem intensamente. Os valores adequados foram similaridade igual a 1 e área mínima igual a 50 pixels. Estas segmentações foram aplicadas somente em áreas de água aberta, recortando previamente as imagens através das máscaras de água aberta geradas para cada data conforme mencionado no ultimo parágrafo da Seção 6.4.2.

Para as classificações, os limiares de aceitação foram dependentes das datas, e variaram entre 75% e 95%. As classificações resultaram em um número que variou entre 20 e 30 classes diferentes, embora a maioria delas possuísse pequena representatividade em termos de área. Estas classes de pouca representatividade espacial ocorreram principalmente na margem sul da planície, onde ocorrem misturas de água clara com

água branca presente em maior volume na planície. Os resultados das classificações foram mapeados para seis classes temáticas consideradas dominantes na planície: Alta concentração de Clorofila (ACC), Média concentração de Clorofila (MCC), Alta concentração de partículas inorgânicas (ACPI), Média concentração de partículas inorgânicas (MCPI), Alta concentração de matéria Orgânica (ACMO) e Média concentração matéria Orgânica (MCMO). As atribuições das classes não supervisionadas a estas seis classes temáticas seguiram os critérios descritos na Seção 6.4.3.1.

É importante salientar que essa classificação é ordinal (Kemp, 1992) e dessa forma não está vinculada a intervalo absoluto de concentrações para o todo o ciclo hidrológico. Isto significa que a classe ACC, por exemplo, em cada estado encontra-se associada a intervalos de concentração específicos para aquele estado do sistema. A adoção dessa estratégia de classificação se justifica em função da necessidade de se caracterizar as massas de água em termos do componente de maior peso para a determinação do seu comportamento espectral. Como a separabilidade das classes temáticas é dependente do contexto, em cada estado, é possível identificar massas com maior ou menor concentração relativa dos componentes, sendo difícil, entretanto gerar uma hierarquia absoluta.

6.4.5 Geração de Mapas Temáticos das Massas de Água nos Estados

O mapeamento dos resultados das classificações não supervisionadas para as classes temáticas baseou-se numa interpretação visual da composição colorida das bandas TM1 no azul, TM2 no verde e TM3 no vermelho, apoiado em observações anotadas *in situ*, em cada ponto de coleta. O resultado deste mapeamento (Figura 6.7) são mapas temáticos da distribuição espacial das massas de água dominantes nos quatro estados considerados relevantes para a compreensão da circulação da água na planície. A partir da sobreposição dos pontos de coletas de cada data sobre o mapa temático correspondente, conforme mostrado na Figura 6.8, determinaram-se os valores máximos, mínimos, médios e desvio padrão de clorofila, partículas inorgânicas e matéria orgânica para cada uma das classes temáticas em cada data (Tabelas 6.3 até 6.6).

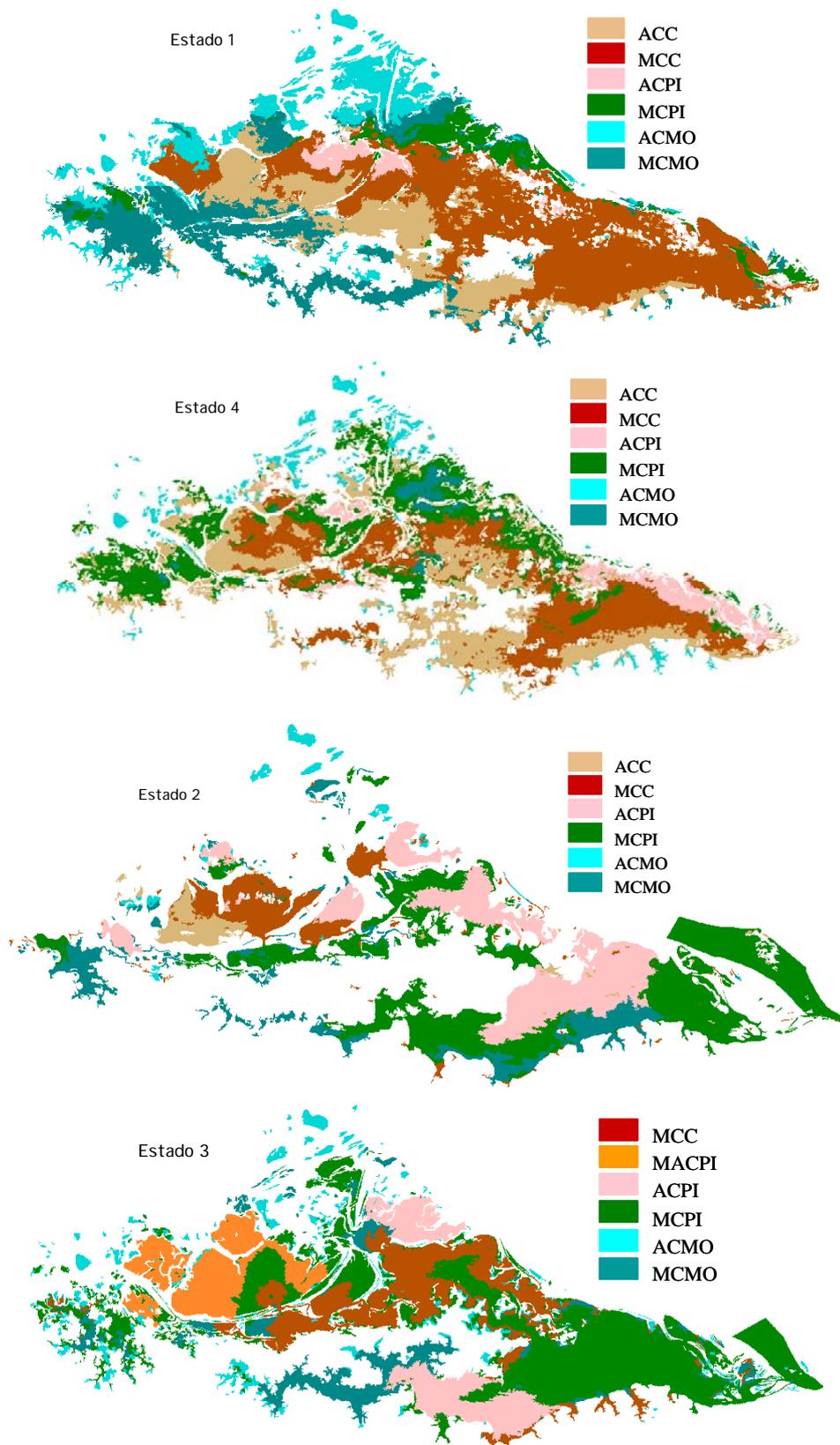


FIGURA 6.7 – Mapas temáticos resultantes da classificação e mapeamento das imagens Landsat-TM.

Uma legenda de cores foi definida para as classes. Entretanto, vale ressaltar que para cada estado do sistema, as médias para cada classe temática são distintas. Por exemplo, a ACC no *estado 1* tem média de 47,89 $\mu\text{g/l}$ e no *estado 4* 112,98 $\mu\text{g/l}$, entretanto ambas estão com a cor gelo. Devido à baixa concentração de clorofila no *estado 3*, não foi possível discriminar visualmente duas classes, definindo-se uma única classe nomeada como Média Concentração de Clorofila (MCC). Por outro lado, a significativa variabilidade na concentração de partículas inorgânicas no *estado 3* (, permitiu discriminar três classes de partículas inorgânicas. Neste caso, além de ACPI e MCPI, adicionou-se a Muito Alta concentração de partículas inorgânicas (MACPI) (Figura 6.7-*estado 3*). Diferentemente dos *estados 1* e *4*, encontrou-se, no *estado 3*, uma certa dificuldade na interpretação visual para mapeamento, sendo necessário recorrer várias vezes às anotações de campo. No *estado 2*, onde ocorreu simultaneidade de imagem e coleta de campo, o mapeamento baseou-se principalmente em anotações e em fotos de campo. As concentrações extremamente altas de partículas inorgânicas neste estado inviabilizaram a interpretação visual com base nos atributos de cores apenas.

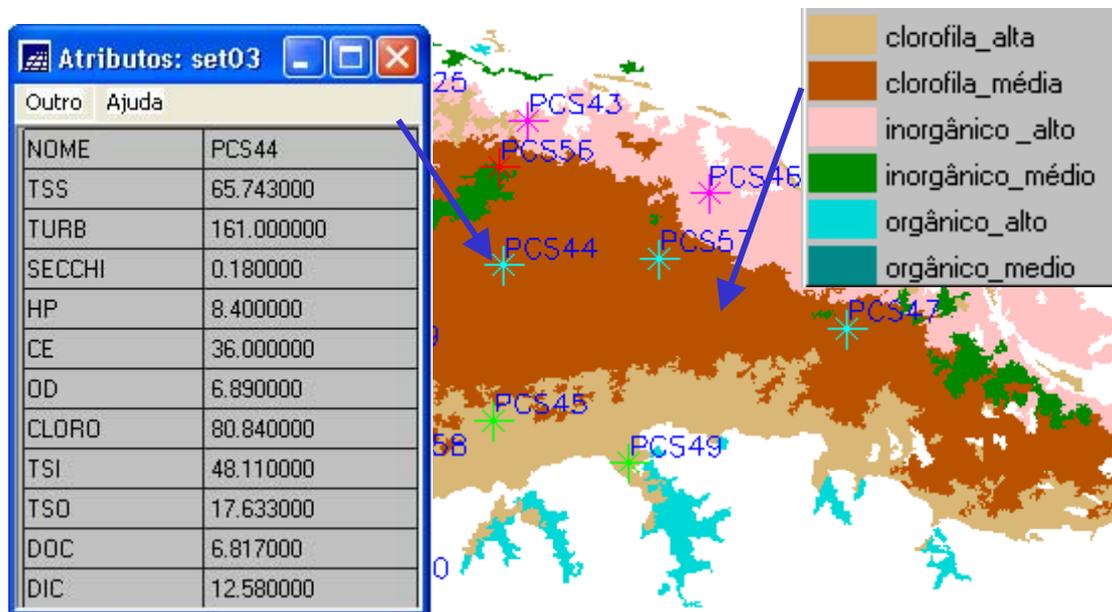


FIGURA 6.8 – Sobreposição dos pontos de coleta sobre os mapas temáticos, para identificação de quais as coletas estão sobre determinada classe temática.

Os valores médios e desvio padrão de cada uma das quatro bandas TM/Landsat dentro de cada classe temática também foram estimados. Estes resultados estão nas Tabelas 6.3, 6.4, 6.5 e 6.6.

TABELA 6.3 – Valores médios das classes temáticas do estado 1 (cheia).

Estado 1 (cheia)	Clorofila ($\mu\text{g/l}$)		Mat. Inorgânico (mg/l)		Mat. orgânico dissolvido (COD)(ppm)	
	alta	média	alta	médio	alto	médio
Maximo	131,3	60,55	28,19	13,05	16,46	15,83
Mínimo	14,13	12,05	8,66	5,90	11,12	8,82
Média	47,89	30,31	13,84	9,76	14,25	12,18
DP	31,75	13,64	8,07	2,57	2,00	2,16
Área(Km ²)	222,38	479,80	37,60	82,80	168,18	259,40

TABELA 6.4 – Valores médios das classes temáticas do estado 4 (vazante).

Estado 4 (vazante)	Clorofila ($\mu\text{g/l}$)		Mat. inorgânico(mg/l)		Mat. orgânico dissolvido (COD)(ppm)	
	alta	média	alta	médio	alto	médio
Maximo	350,00	103,09	112,86	132,46		18,82
mínimo	26,46	20,99	44,55	22,72		8,92
média	112,98	60,91	78,22	50,11	>13,17	13,17
DP	89,38	23,94	28,90	23,32		5,10
Área(Km ²)	347,57	301,77	76,83	257,91	66,33	27,62

TABELA 6.5 – Valores médios das classes temáticas do estado 2 (baixa).

Estado 2 (baixa)	Clorofila ($\mu\text{g/l}$)		Mat. inorgânico(mg/l)		Mat. orgânico dissolvido (COD)(ppm)	
	alta	média	alta	médio	alto	médio
Maximo	87,86	49,57	1007,06	734,12		11,38
mínimo	46,68	32,15	346,23	48,94		1,04
média	73,46	42,60	593,65	352,17	>5,78	5,78
DP	16,02	6,44	148,14	198,01		2,76
Área(Km ²)	88,59	37,00	202,43	327,32	66,33	109,70
	9,88	11,12	3,52	9,89	15,31	6,24

TABELA 6.6 – Valores médios das classes temáticas do estado 3 (enchente).

Estado 3 (enchente)	Clorofila ($\mu\text{g/l}$)		Mat. inorgânico(mg/l)			Mat. orgânico dissolvido (COD)(ppm)	
	média		Muito alto	alta	médio	alto	médio
Maximo	12,66		308,63	183,62	149,80		9,40
mínimo	0,21		47,47	73,90	41,76		4,60
média	7,97		156,92	116,31	81,32	>5,85	5,85
DP	3,18		80,30	35,80	29,02		1,52
Área(Km ²)	205,77		129,77	122,13	469,88	95,77	95,77

6.4.6 Análise dos Resultados da Classificação das Imagens Landsat-TM

A sobreposição dos dados de campos sobre mapas temáticos gerados para cada estado mostrou que, de uma maneira geral, o mapeamento pelo critério visual utilizado foi consistente. Observa-se, por exemplo, que nas classes “tema alto”, os valores médios encontrados foram sempre maiores que os valores médios para as classes “tema médio”. Por exemplo, para a classe *Alta concentração de clorofila*, em todos os estados o valor médio foi sempre maior que o valor médio para a classe *média concentração de clorofila*. Esta consistência se repetiu em todos os temas. Entretanto, um alto desvio padrão ocorreu em alguns casos para algumas classes. Por exemplo, para a classe *Alta concentração de clorofila* no *estado 1*, o valor médio foi de 47,89 $\mu\text{g/l}$ e desvio padrão de 31,47. Para classe *média concentração de clorofila*, o valor médio foi de 30,31 $\mu\text{g/l}$ e desvio padrão de 13,64, ou seja, dentro de uma tolerância de um desvio padrão, ocorre sobreposição entre estas duas classes do mesmo tema. Pode-se atribuir estes altos valores de desvio padrão aos seguintes fatores:

- As imagens registram a condição instantânea do sistema, enquanto os dados de campo foram obtidas num período de 10 dias. Além disto, as imagens do *estado 3* e do *estado 4* são de 2 e 4 dias respectivamente antes do início da coleta, e a imagem do *estado 1* é do mesmo estado do sistema, mas de um ciclo hidrológico anterior;
- Um pixel (um ponto) da imagem Landsat TM, de 30 por 30 metros, integra a informação de uma área 900 m^2 , enquanto a amostra de campo é pontual;
- No processo de segmentação define-se um tamanho mínimo em pixels para os polígonos de áreas homogêneas, para evitar um excesso de segmentação, com polígonos muito pequenos e sem representatividade. Se por um lado essa restrição de tamanho mínimo evita polígonos (segmentos) muito pequenos e alto tempo de processamento, por outro lado permite uma maior heterogeneidade dentro do polígono. É esta maior heterogeneidade que aumenta o desvio padrão das classes.

Devido a esses fatores, esta variabilidade já era esperada, entretanto, em termos de padrões espaciais, os resultados das classificações, capturaram a distribuição das massas de água na planície.

Avaliou-se também a separabilidade de concentrações entre temas distintos, por exemplo, entre classes de clorofila e classes de partículas inorgânicas, comparando as concentrações médias de partículas inorgânicas nas classes de clorofila em relação aos valores médios de partículas inorgânicas nas classes de partículas inorgânicas. Por exemplo, nas classes *Alta concentração de clorofila* e *média concentração de clorofila* do *estado 1*, ocorreram concentrações médias de partículas inorgânicas em torno de 6,6 mg/l, com um desvio padrão de 1,2 mg/l, enquanto as classes de *Alta concentração de partículas inorgânicas* e *Média concentração de partículas inorgânicas*, deste mesmo estado, apresentaram concentrações médias de 14 e 10 mg/l de partículas inorgânicas, respectivamente. Ou seja, nesta comparação entre temas distintos do *estado 1*, não ocorreu sobreposição. Nas classes de matéria orgânica dissolvida do *estado 1*, as concentrações de partículas inorgânicas ficaram entre 4,5 e 6,5 mg/l, com desvio padrão de 2,5 mg/l. Ou seja, neste caso também não ocorre sobreposição entre os valores médios de partículas inorgânicas das classes inorgânica e das classes com domínio de matéria orgânica dissolvida. Entretanto, no *estado 2*, esta separabilidade só se confirmou para o tema clorofila. Neste caso, as classes de clorofila no *estado 2*, apresentaram concentrações entre 43 e 73 µg/l de clorofila, e as classes de matéria orgânica dissolvida e partículas inorgânicas apresentaram concentrações de clorofila entre 20 e 30 µg/l, com desvio padrão em torno de 7 µg/l. Ou seja, houve separabilidade, com as concentrações de clorofila sendo bem maiores nas classes de clorofila do que nas classes de matéria orgânica e de partículas inorgânicas.

Mas quando se avaliou a separabilidade do tema partículas inorgânicas em relação às concentrações de material inorgânico, esta separabilidade não foi confirmada. Tanto as classes do tema clorofila quanto a classe *média concentração de matéria orgânica dissolvida*³⁶ apresentaram concentrações médias de partículas inorgânicas próximas dos

³⁶ No estado 2 não se teve acesso a lagos caracterizados por matéria orgânica alta.

valores das classes do tema partículas inorgânicas. Por exemplo, a classes *alta concentração de clorofila*, apresentou 560 mg/l de partículas inorgânicas, enquanto a classe alta concentração de partículas inorgânicas apresentou uma concentração de 594 mg/l de partículas inorgânicas.

Com relação ao componente dominante em cada estado, observa-se que nos *estados 1 e 4*, a clorofila, presente em alta concentração frente a concentrações menores de partículas inorgânicas, é o principal componente responsável pela resposta espectral das massas de água, capturada pelo sensor Landsat-TM, na planície. Generalizando as seis classes para os três componentes básicos (clorofila, partículas inorgânicas e matéria orgânica dissolvida) e estimando a porcentagem³⁷ de área ocupada por cada um deles (Figura 6.9-a), observa-se que nos *estados 1 e 4* os corpos de água caracterizados pela presença da clorofila representam ~60% das massas de água na planície. No período compreendido entre o estado 1 e 4, a área ocupada por massas de água com predominância de clorofila, se mantêm praticamente a mesma, ocupando a região central da planície, de oeste a leste (retângulo lilás na Figura 6.9-b). Nos dois outros estados do sistema (2 e 3) ocorre uma significativa redução na área de predominância de clorofila, ao mesmo tempo em que acontece um significativo aumento da área de predominância de partículas inorgânicas (Figura 6.9-a). Vale ressaltar que o aumento não é só na área ocupada por partículas inorgânicas, mas também na concentração destas partículas inorgânicas. Nos *estado 1 e 4*, as concentrações médias de partículas inorgânicas foram de 9 e 48 mg/l, respectivamente, aumentando para 94 e 458 mg/l nos *estados 3 e 2* respectivamente.

³⁷ Optou-se por apresentar os resultados em porcentagem, porque a área total ocupada por água aberta é diferente para cada estado. Esta área esta relacionada com a cota. No capítulo 7 apresenta-se um modelo de estimativa de área de água aberta a partir da cota.

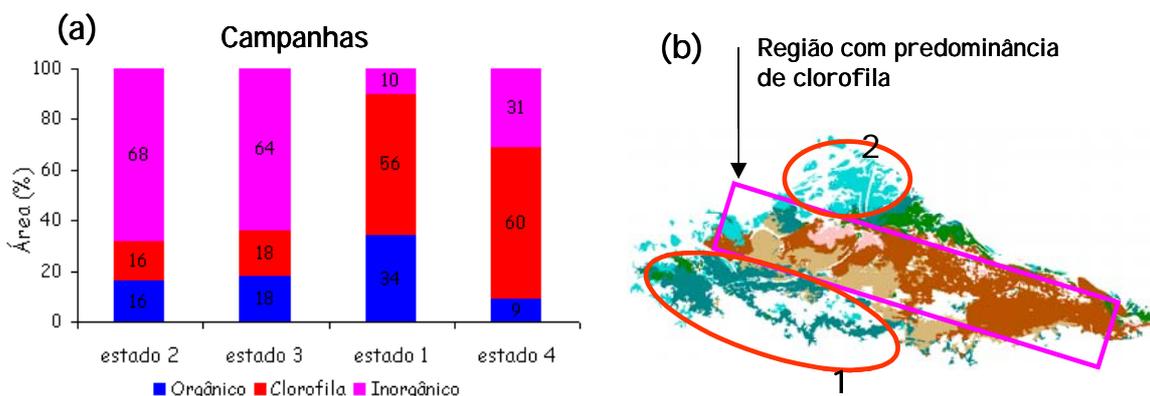


FIGURA 6.9 – (a) porcentagem de área ocupada por cada tema em cada estado. (b) região de predominância de clorofila durante os estados 1 e 4.

Estes resultados mostram que a dinâmica de composição e de produtividade primária, na planície, é controlada pelo pulso de inundação através do sedimento inorgânico. Durante os períodos de água baixa e enchente, a alta concentração de sedimento inorgânico bloqueia a penetração de luz no corpo de água, limitando a luz necessária para o crescimento e propagação do fitoplâncton, aqui representado pela abundância de clorofila-a. Entretanto, é este mesmo aporte de material inorgânico que disponibiliza os nutrientes que permitem o rápido crescimento dos organismos clorofilados durante os *estados 1 e 4*.

Com relação ao material orgânico dissolvido (baixo TSS), nota-se que sua área de predominância é maior no *estado 1*, cheia (Figura 6.9-a). Isto ocorre por dois motivos: 1- na margem sul (Figura 6.9-elipse 1), rios de águas claras, que possuem maior concentração de matéria orgânica dissolvida e baixa concentração de partículas inorgânicas, ficam represados. 2- na região mais ao norte (Figura 6.9-elipse 2) e ao longo da margem oeste, lagos com maior concentração de material orgânico dissolvido são formados a partir da lixiviação da liteira das florestas de terra firme e das florestas de várzea, que ficam entre a calha do rio Amazonas e estes lagos. À medida que o nível de água diminui parte dessas massas de água penetram na planície e se misturam com as demais massas de água.

Os resultados do processamento das imagens confirmam as análises dos dados coletados *in situ*, mostrando que ocorre uma intensa variação espaço-temporal na composição das massas de água entre *estados* distintos da planície (dado que a distribuição espacial e a área de cada classe variam entre estados da hidrógrafa). Entretanto, no curto prazo (~15 dias) dentro de um mesmo *estado*, a variação espacial é menor indicando uma menor dinâmica, mantidas as condições de contorno (dado que houve consistência entre os resultados de classificação e os dados de amostragem em campo).

Como uma última análise destes resultados, avaliou-se possibilidade de caracterização das classes temáticas a partir dos níveis digitais médios nas quatro bandas TM/Landsat, em cada um dos quatro estados do sistema. A Figura 6.10 apresenta de forma gráfica estes resultados.

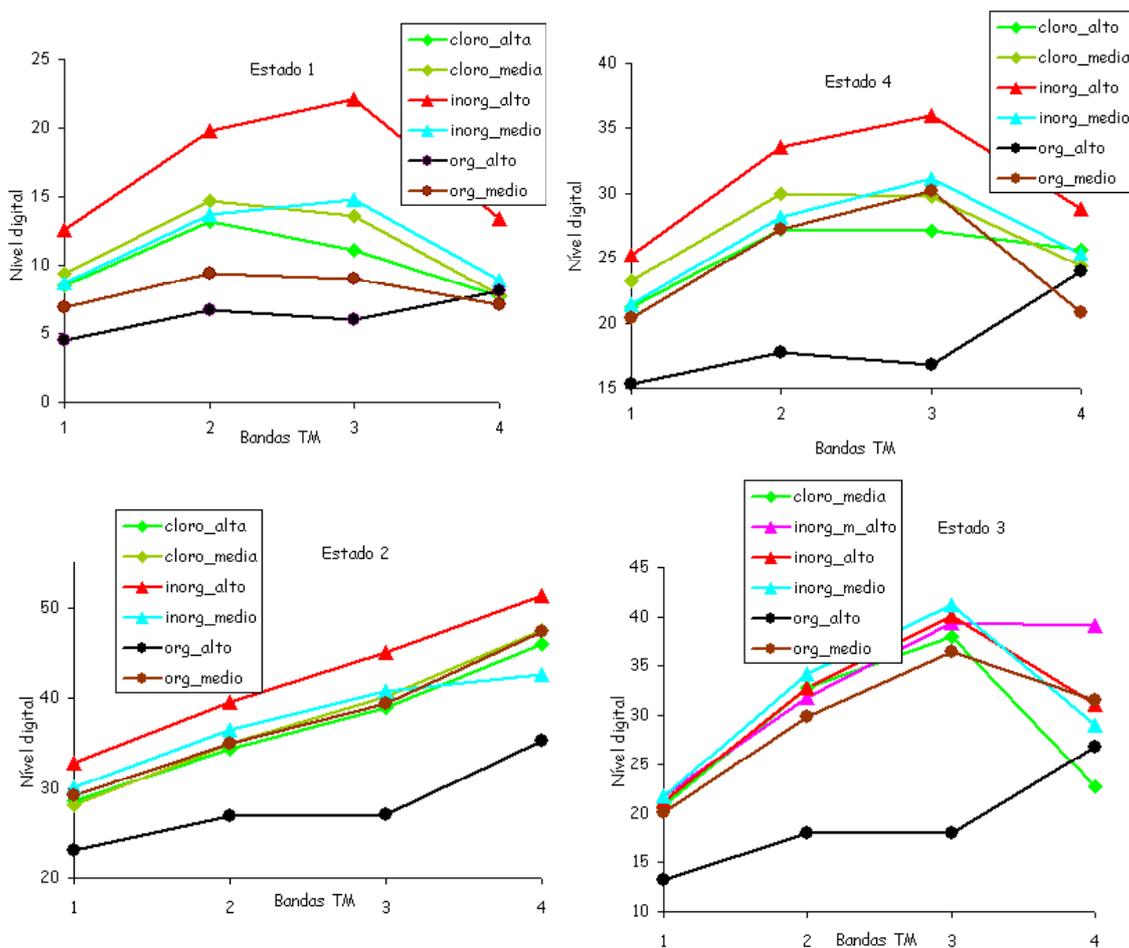


FIGURA 6.10 – Valores digitais médios de cada classe temática em cada estado.

No *estado 2*, água baixa, a única classe discriminável foi a de alta concentração de matéria orgânica dissolvida. Para as demais classes observa-se que as partículas inorgânicas dominaram a resposta do sinal, mascarando o efeito da clorofila, e apresentando uma resposta similar à de solo úmido.

No *estado 1*, cada tema (clorofila, partículas inorgânicas e matéria orgânica dissolvida) apresentou um padrão característico: 1) nas classes caracterizadas pela matéria orgânica dissolvida ocorreram, conforme esperado, os menores níveis digitais médios, devido à acentuada absorção da radiação seja pela matéria orgânica dissolvida, seja pela água, em decorrência das baixas concentrações de partículas suspensas; 2) as classes de clorofila apresentaram maior nível digital na banda TM2 (verde), e valores decrescentes nas bandas TM3 e TM4; 3) as classes dominadas pelo sinal das partículas inorgânicas apresentaram níveis crescentes da banda TM1 até a TM3, devido ao espalhamento característico por partículas inorgânicas, e redução na banda TM4. A redução do nível digital da banda TM3 para a TM4, em todos os temas (menos orgânico alto), se deve ao aumento da absorção da água na região do espectro onde está localizada a banda TM4.

No *estado 4*, todas as classes (menos a classe MCMO) apresentaram forma similar ao do *estado 1*, entretanto, com níveis digitais médios maiores do que no *estado 1*. Este aumento geral em todas as bandas de todas as classes deve-se ao aumento da concentração média de TSS, que foi de 14,5 mg/l no *estado 1* para 66 mg/l *estado 4*. Este aumento na concentração de sedimentos foi também a causa na mudança de forma da classe MCMO, que passou a ter a forma similar a classe MCPI. No *estado 1*, a classe MCMO apresentou 5 mg/l de partículas inorgânicas, indo para 18 mg/l no *estado 4*.

No *estado 3*, a alta concentração de partículas inorgânicas frente à baixa concentração de clorofila, fez com que as classes de clorofila e MCMO tivessem formas similares as classes de partículas inorgânicas. Ou seja, o material inorgânico mascarou os efeitos dos demais componentes.

6.4.7 Análise Multi-Temporal

O processamento das imagens relativas aos quatro estados dentro do ciclo hidrológico em que foram realizadas as coletas permitiu delimitar as massas homogêneas de água onde clorofila, partículas inorgânicas ou matéria orgânica dissolvida, são os componentes dominantes e principais responsáveis pela resposta espectral da massa de água.

Os resultados obtidos para um ciclo hidrológico não garantem, entretanto, que esse seja o funcionamento padrão da circulação da água na planície, em resposta ao pulso. Para avaliar a consistência desses padrões no tempo e, portanto, a consistência dos processos que lhes deram origem, tornou-se necessário verificar se a dinâmica espaço-temporal identificada nesse ciclo hidrológico poderia ser identificada sem dados de campo, em ciclos hidrológicos anteriores. A questão que norteou essa análise foi: É possível utilizando somente imagens Landsat históricas avaliar a dinâmica multi-temporal do sistema?

Para responder a esta questão, aplicou-se a seqüência de processamento sobre mais dois conjuntos de imagens históricas representativas de cada *estado*. Os mesmos critérios de mapeamento descritos no Item 6.4.2.1 foram aplicados a eles.

A partir do levantamento feito sobre a disponibilidade de imagens históricas sem cobertura de nuvens para a área de estudo (Figura 6.4), foi possível selecionar imagens representativas para os *estados 1, 2 e 4*. Observa-se na Figura 6.4 que para o *estado 1* (junho/julho), para o *estado 4* (setembro) e para o *estado 3* (novembro), o número de imagens disponíveis não era restrito. Entretanto, para o *estado 3*, devido à época do ano, no período de 30 anos, foram obtidas somente três imagens TM/Landsat com pouca cobertura de nuvens. Ainda assim duas delas apresentaram bruma, o que inviabilizou o seu uso. A alternativa para a análise da recorrência dos padrões de massas de água em ciclos hidrológicos distintos foi avaliada comparando o único mapeamento disponível com a batimetria realizada na planície.

A Figura 6.11 apresenta os resultados das três imagens do *estado 1*. Como era esperado, a aplicação dos critérios de mapeamento para as imagens do *estado 1*, permitiu identificar as diferentes massas de água. Em geral, os padrões se repetem entre ciclos hidrológicos diferentes. As áreas com altas concentrações de matéria orgânica estão em todas as datas na região mais ao norte, margem oeste da planície e pequenas áreas na margem sul. As áreas com médias concentrações de matéria orgânica ou baixa concentração de partículas inorgânicas nas datas de 2002 e 2003 cobrem áreas na margem sul e oeste. Nota-se também que na imagem de 2002, cuja cota está 47 cm acima da cota de 2003, aparece uma extensa faixa de água com média concentração de matéria orgânica. Estes 47 cm a mais de cota, provocam a entrada de água em vários pontos da margem norte da planície, paralela à calha do rio Amazonas. Como entre a área de água aberta e a calha do rio existe uma faixa de floresta, há matéria orgânica sendo exportada para a planície. Na imagem de 1999, observa-se uma faixa de oeste para leste de média concentração de partículas inorgânicas no centro da planície. No ano de 1999 ocorreu uma das maiores cheias já registradas. Na cota de 1015 cm, observa-se que devido à magnitude do pulso de enchente, a água extravasa os igarapés atravessando a planície com velocidade suficiente para manter o material particulado em suspensão.

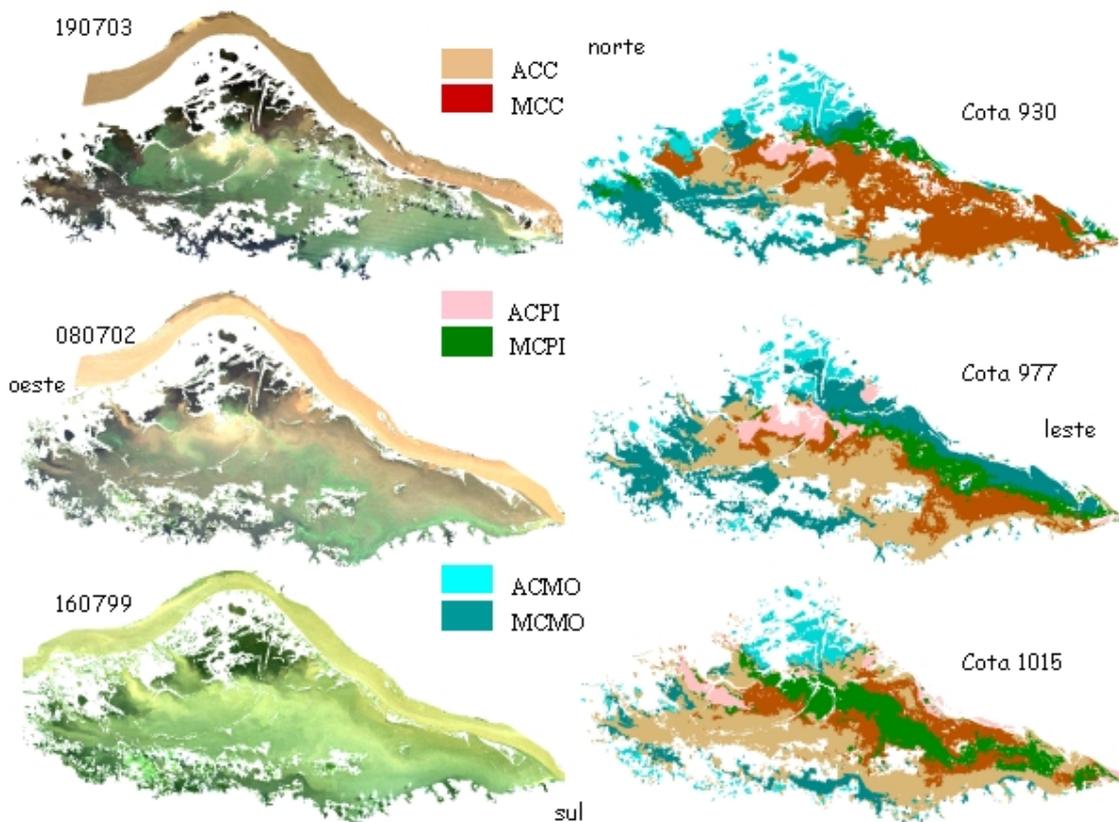


FIGURA 6.11 – Seqüência multi-temporal do estado 1.

As três imagens do *estado 4* (Figura 6.12) também permitiram a identificação das massas de água segundo os critérios de mapeamento adotados. Apesar do *estado 4* ser caracterizado como de instabilidade, o padrão de larga escala se repete. Boa parte da planície é ocupada por massas de água com dominância de alta e média concentração de clorofila. Na região mais ao norte, e em parte da margem oeste ocorrem massas de água com alta concentração de matéria orgânica dissolvida. Observa-se que com o rápido decréscimo do nível de água, lagos marginais na parte oeste começam a apresentar alta concentração de material inorgânico, devido provavelmente ao processo de ressuspensão do material de fundo pelo efeito de vento.

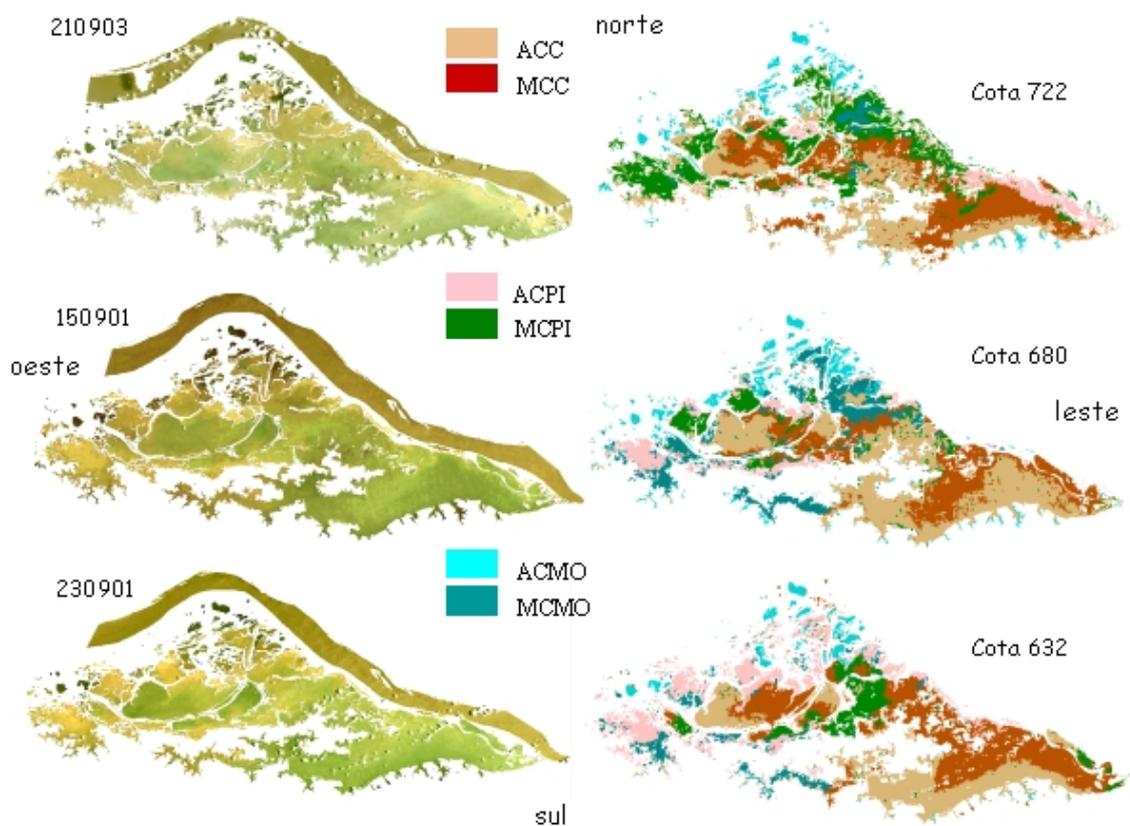


FIGURA 6.12 – Sequência multi-temporal do estado 4.

Para a imagem coincidente com o campo no *estado 2*, conforme mencionado anteriormente, o mapeamento só foi possível orientando-se pelas anotações de campo e em alguns casos pelo valor da variável coletada. A Figura 6.13 apresenta dois mapeamentos que foram realizados e o resultado de uma classificação onde não foi possível fazer o mapeamento. Os mapeamentos são da imagem coincidente com a campanha e de uma imagem de 14 dias antes do início da campanha. Nesta imagem de 14 dias antes, é possível perceber cores, às quais podem ser associadas à presença dos vários componentes opticamente ativos. Além disso, tendo em vista que se trata de um estado caracterizado pela estabilidade do nível da água, pôde realizar o mapeamento a partir das anotações de campo.

Para a imagem de 26/11/2004, apesar do segmentador e do classificador identificarem várias classes distintas, visualmente só se pode interpretar, para efeito de mapeamento, três classes: matéria orgânica dissolvida alta e duas classes de material inorgânico.

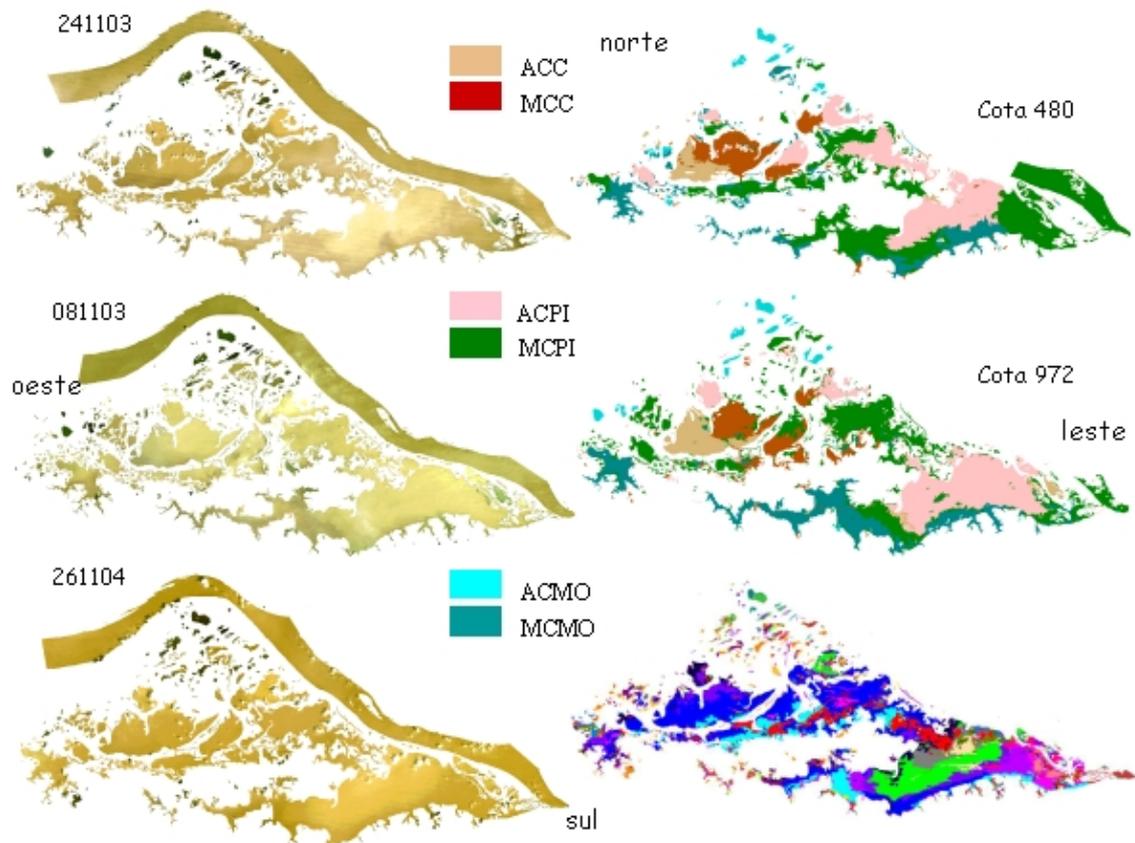


FIGURA 6.13 – Seqüência multi-temporal do estado 2.

Os dados de campo do *estado 3* revelaram que as concentrações de clorofila são muito baixas frente a altas concentrações de partículas inorgânicas, mascarando parcialmente a resposta da clorofila no sinal refletido, dificultando a interpretação do resultado da classificação. Além disto, não foi possível obter um conjunto histórico representativo de imagens para este estado, conforme anteriormente mencionado. Em função destas restrições no tocante à disponibilidade de dados, somente uma imagem pode ser classificada, e foi necessário recorrer-se estudos anteriores na região (Kosuth, 2002; Costa, 2000) para auxiliar na compreensão do movimento de massas de água neste período.

Resultados de Kosuth (2002), indicavam que no início de subida da água, o aporte de água do rio Amazonas ocorre somente por canais localizados na extremidade leste da planície. Informações obtidas em campo indicavam que este processo permanecia até

final de Fevereiro, quando a cota atinge aproximadamente 720 cm. Neste período a principal forçante para movimento das massas de água na planície é o relevo do fundo dos lagos e da planície. A Figura 6.4-a apresenta o resultado do mapeamento da imagem de 27 de Janeiro de 2004 (*estado 3*), e a Figura 6.4-b um mapa temático de diferentes faixas de profundidade ao longo da planície, quando o nível da água se encontrava na cota 936 cm. A metodologia utilizada para a obtenção do relevo da planície, está descrita no Capítulo 7.

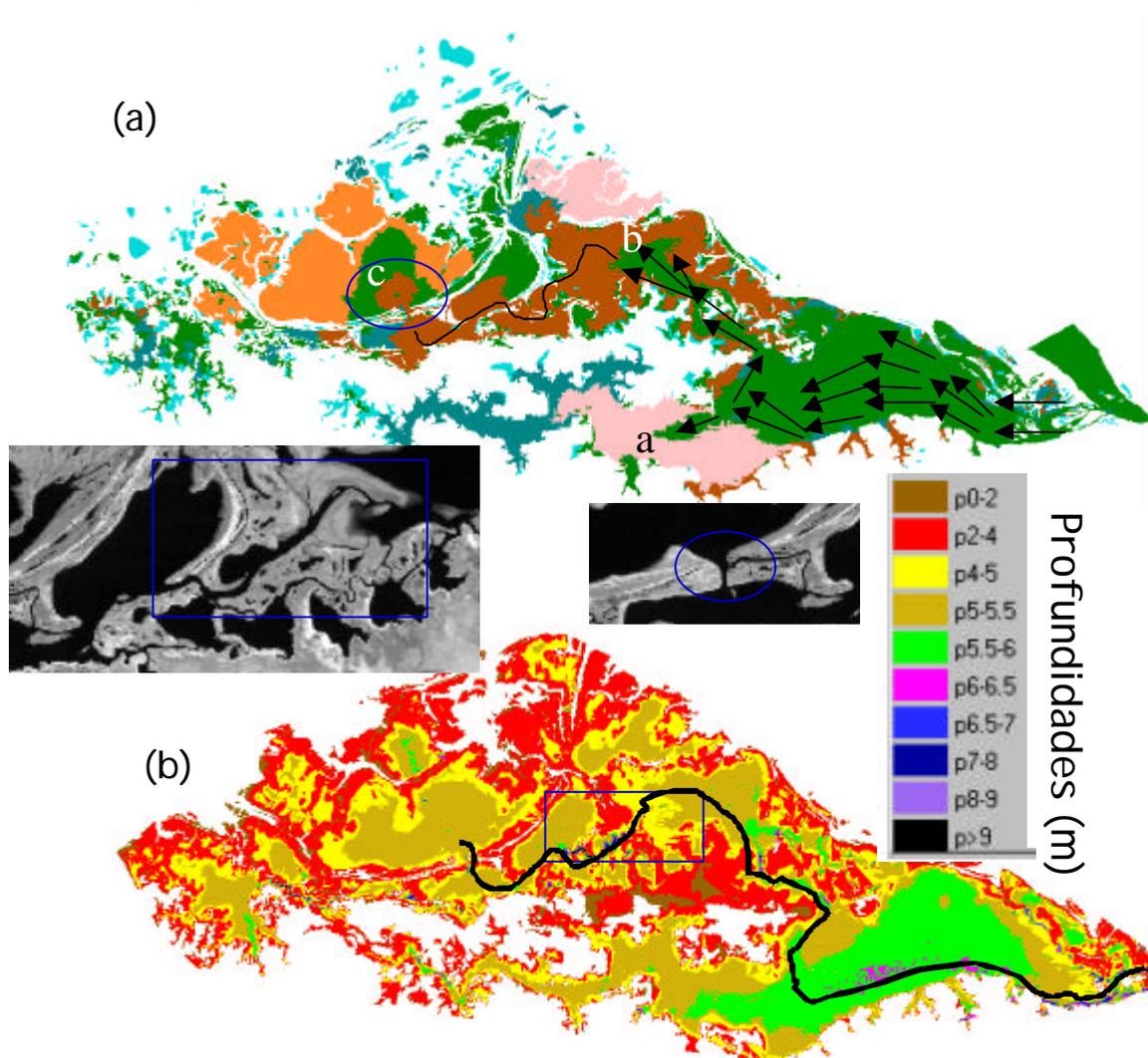


FIGURA 6.14 – (a) Resultado do mapeamento da imagem disponível para o *estado 3*. (b) mapa temático de faixas de profundidade na planície para cota de 936 cm.

Na Figura 6.14-a, feições nas massas de águas mapeadas e indicadas pelas letras a,b,c sugerem que está ocorrendo um fluxo de leste para oeste. Nas letras a e b, águas com concentrações médias de partículas inorgânicas, iguais às do rio Amazonas, penetram e se espalham pela planície. As setas pretas sinalizam o sentido. Este sentido coincide com os locais mais profundos da planície, mostrados na Figura 6.14-b, na qual pode ser visto um canal com profundidade entre 6.5 e 7 metros (cor azul) ligando a planície ao rio Amazonas. Estas massas de água vão ocupando preferencialmente as regiões mais profundas da planície (cores lilás, verde e ocre). A linha preta na Figura 6.14-b indica aproximadamente partes de locais mais profundos por onde passa um canal ao longo da planície. Provavelmente a presença deste canal provoque a feição indicada pela letra c, correspondente a uma massa de água com média concentração de clorofila, a qual penetra por esse canal estreito e atinge o lago oeste, denominado de Poção, empurrada por massas de água de maior densidade.

6.4.8 Conclusões

A seqüência metodológica (Figura 6.3) utilizada para delimitação e caracterização das diferentes massas de água presentes em cada estado do sistema planície/rio, se mostrou adequada. O segmentador automático de imagens (Seção 6.3.2) e o classificador ISOSEG (Bins et al., 1992), foram eficientes na delimitação das massas homogêneas de água. A organização dos dados em uma base georreferenciada facilitou, através da sobreposição dos pontos de coleta sobre classe temática (Figura 6.8), a caracterização das mesmas.

As análises realizadas mostraram que para os períodos de cheia e vazante (*estados 1 e 4*), é possível mapear a dinâmica espaço-temporal de massas de água com diferentes concentrações de clorofila, partículas inorgânicas e matéria orgânica dissolvida, na planície de Curuai. Entretanto nos períodos de baixa e subida da água (*estados 2 e 3*), somente massas de água com alta concentração de matéria orgânica e de partículas inorgânicas podem ser identificadas a partir das imagens Landsat-TM.

Entretanto nos períodos de água baixa e enchente (*estados 2 e 3*), a alta concentração de partículas inorgânicas suspensas, mascarou a resposta da clorofila, dificultando sua

identificação em alguns casos. Entretanto, massas de água com alta concentração de matéria orgânica dissolvida e de partículas inorgânicas puderam ser identificadas sem problema a partir das imagens TM/Landsat.

A bruma presente durante boa parte do ciclo hidrológico, na área de estudo, se mostrou como uma restrição adicional, além da cobertura de nuvens, para o uso de imagens ópticas. Esta bruma limita principalmente a utilização da banda TM1, região do azul. Entre as imagens selecionadas como disponíveis e sem cobertura de nuvens (Figura 2.4), somente na hora da correção atmosférica é que se pode concluir pela inviabilidade de uso de algumas imagens, devido a esta bruma.

CAPÍTULO 7

DINÂMICA DE ÁREA INUNDÁVEL E VOLUME

7.1 Introdução

Dois componentes relevantes para a compreensão e a quantificação da dinâmica de circulação da água entre rios e suas planícies inundáveis são o conhecimento do volume de água que circula e é armazenado anualmente nestas planícies, e da área ocupada por estas águas. Modelos na escala de bacias, para estudo destas trocas hidrológicas e dinâmicas de inundações, baseiam-se geralmente no registro de níveis de água ao longo dos rios e em alguns pontos esparsos dentro das planícies. Os volumes estimados desse modo se baseiam em pressupostos de uma topografia uniforme para as várzeas. Esse pressuposto pode ser aceito em algumas circunstâncias, mas via de regra a topografia da várzea é complexa. Vale ressaltar também que esta topografia é uma força fundamental para a circulação da água, sendo ao mesmo tempo fator condicionado por e condicionante dessa dinâmica.

Richey et al. (1989), utilizando somente os registros de nível de água ao longo dos rios principais, e considerando que o nível de água ao longo da planície era similar aos dos rios, estimaram que a troca de água entre o rio Amazonas e sua planície inundável, era da ordem de 25 % de sua descarga anual no oceano. Em outro estudo, Coe (1998, 2000) estimou uma redução de 50 % na descarga do rio Nilo no Sudão, ao se computar o componente planície inundável, em um modelo dinâmico para a simulação do fluxo de água entre rios e suas planícies.

Conforme mencionado no Capítulo 1, em grandes bacias hidrológicas, como a amazônica, a dinâmica de água controla não só os processos biogeoquímicos e os fluxos de sedimentos, mas também parâmetros relevantes de modelos hidrológicos em escala continental. Em função disto, estas altas porcentagens encontradas por Richey et al. (1989) e Coe (1998, 2000), podem estar associadas a imprecisões desses modelos

simplificados de macro escala. Tais imprecisões, por sua vez, podem levar a erros significativos, em modelos hidrológicos, de sedimentos e biogeoquímicos.

Neste sentido, o desenvolvimento de uma metodologia para levantamentos batimétrico de alta resolução em áreas inundáveis, permitirá tanto uma estimativa mais fiel da área inundada e do volume de água que passa pela planície quanto a geração de parâmetros essenciais para uma descrição mais fiel de sua dinâmica. Como consequência, os modelos que fazem uso destas informações tornar-se-ão mais acurados.

Entretanto, para que o modelo de relevo seja representativo, é essencial que o levantamento atinja a maior área possível da planície, ao mesmo tempo em que a amostragem batimétrica por seções transversais tenha uma densidade passível de realização e de representatividade que permita o seu refinamento. O uso de imagens históricas, conforme descrito na Seção 3.5, permitiu o planejamento dos transectos de forma a atender os requisitos acima.

Em função das questões levantadas anteriormente, o objetivo deste Capítulo é apresentar a metodologia que foi utilizada para processamento dos dados batimétricos e as informações extraídas destes dados, que permitiram uma quantificação mais acurada da dinâmica da área inundada e do volume de água na planície de Curuai. Como a medida do nível da água é um parâmetro de baixo custo e de fácil obtenção, o que se buscou, foi testar modelos empíricos que descrevessem de forma acurada a relação entre a área inundada e o volume de água na planície de Curuai.

7.2 Dados e Parâmetros do Levantamento Batimétrico

O levantamento batimétrico seguiu o roteiro de transectos programado e apresentado na Figura 3.7. O equipamento utilizado registrava além da profundidade, a posição geográfica, a velocidade de deslocamento do barco e a temperatura da água. A Figura 7.1-a apresenta um exemplo do dado bruto gerado pelo sonar, e a Figura 7.1-b, a variação do nível d'água durante o levantamento. A cota média diária na planície foi estimada a partir de duas leituras da regua, uma no início da manhã e outra no final da tarde.

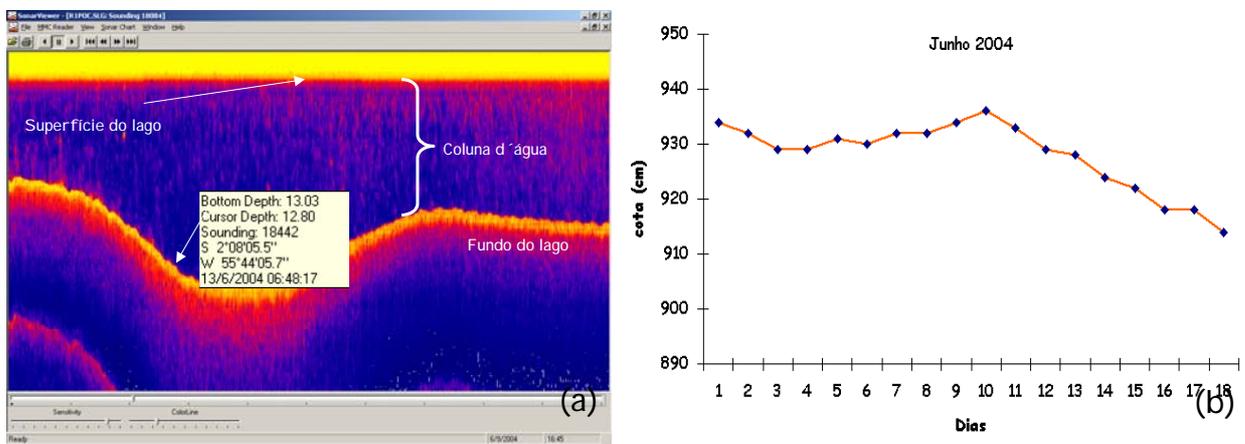


FIGURA 7.1 (a) – Dado bruto gerado pelo sonar Lowrance modelo LMS-480. (b)- cotas médias diárias durante campanha de Junho 2004.

A profundidade do detector do eco-batímetro, localizado na popa da lancha, varia de posição na coluna d’água em função da velocidade da lancha. Observou-se que para velocidades entre 0 e 8 km/h, a popa ficava próxima à superfície; para velocidades entre 8 e 20 km/h a popa penetra mais profundamente na coluna d’água; e para velocidades acima de entre 20 km/h, a popa retorna à subsuperfície. A Figura 7.2 ilustra este comportamento da popa da lancha em função da velocidade. Esta variação na posição do sensor em relação à superfície foi modelada e utilizada para correção dos dados, conforme descrito na Seção 7.3.1.

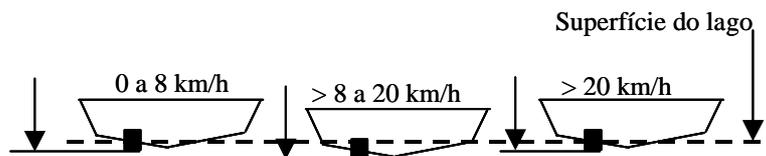


FIGURA 7.2 – Penetração do detector com a variação da velocidade da lancha.

7.3 Processamento dos Dados Batimétricos

Uma série de processamentos, descritos a seguir, foram realizados sobre os dados brutos gerados pelo sonar, antes da geração do modelo topográfico. A Figura 7.3

sintetiza esta seqüência. Nas etapas 1 e 2, os processamentos foram realizados isoladamente sobre cada um dos 115 transectos, gerados durante o levantamento.

- 1) A primeira etapa consiste da conversão de formato e seleção dos parâmetros de interesse tais como: profundidade, posição geográfica, a velocidade de deslocamento do barco. Os dados brutos foram convertidos do formato proprietário do sistema sonar para o formato texto, o qual é normalmente lido pela maioria das ferramentas computacionais. Os parâmetros gerados pelo sonar para localização de cardumes e não aplicáveis a este estudo foram descartados. Além disto, somente as medidas de profundidade coincidentes com as posições registradas pelo GPS do sistema sonar foram utilizadas. O sistema sonar pode ser ajustado para registrar várias medidas de profundidade entre dois registros de posição geográfica do GPS. Estas medidas intermediárias podem ser utilizadas para interpolar valores de profundidade entre posição registrada pelo GPS. Neste levantamento, a distância média entre posições do GPS foi de 9 metros, e 6 medidas intermediárias de profundidade foram registradas. Um dos parâmetros considerados na definição da resolução do modelo de elevação do terreno foi o tamanho dos arquivos. Um modelo de elevação digital em formato de grade regular para a área de estudo resultou, em resolução de 5m, em um arquivo de 500 MBytes. Em função disto, optou-se por descartar a medidas intermediárias, e trabalhar com a distância média entre duas medidas consecutivas de profundidade 9 metros (Figura 7.5-b).
- 2) A segunda etapa focalizou as correções decorrentes das variações de cota durante o período de levantamento e da oscilação da posição do sensor durante o processo de aquisição. Como estas correções deveriam ser aplicáveis a cada ponto de medida, automatizou-se este processamento através de rotinas escritas em Mathlab. Antes de se aplicar as correções, foi necessário aplicar um algoritmo de conversão dos dados de pés para centímetros, uma vez que o sistema sonar fornece o valor naquela unidade. Para a correção devido à variação do nível d'água, (Figura 7.1-b),

considerou-se a cota máxima (936 cm) ocorrida durante o levantamento, como referência para profundidade, ou seja, todas as medidas foram ajustadas adicionando ao valor de profundidade, a diferença entre a cota do dia e a cota de referência. O modelo para a correção devido à variação na posição do sensor durante a aquisição está descrito na Seção 7.3.1. O resultado final desta etapa foi um arquivo no formato ASCII-SPRING para cada transecto.

- 3) A terceira etapa consistiu da importação dos dados referentes aos transectos para a base de dados georreferenciada do projeto, construída no sistema SPRING, em projeção UTM. Esta etapa foi realizada em dois passos: Inicialmente, importaram-se os transectos para a base de dados, e a seguir, como o sistema sonar fornece os dados na projeção Mercator, converteram-se estes transectos da projeção Mercator para UTM.
- 4) A quarta etapa foi a de interpolação das amostras e refinamento da grade regular de pontos 3d. Inicialmente gerou-se um modelo de superfície para a planície por triangulação de Delaunay (Burrough, 1998), e a partir deste modelo, construiu-se um modelo de grade regular de pontos com resolução de 30 metros. No modelo grade regular de pontos, todo relevo da planície é representado por uma grade de pontos regularmente espaçados, onde o valor de cada ponto da grade é a profundidade naquela posição geográfica. O uso da triangulação de Delaunay gera algumas formas triangulares na superfície do relevo, conforme pode observado na Figura 7.5-f. Para suavizar os efeitos dessas formas triangulares e refinar esta grade regular, gerou-se a partir da grade inicial de 30 metros, utilizando um interpolador bicúbico (Felgueiras, 1995), uma nova grade com resolução de 15 metros. Finalmente, para adequar ao software de cálculo de volume e de visualização em 3D, definiu-se o ponto mais profundo da planície como sendo a referência de valor zero. Desta forma todos os demais pontos passaram a ter valores positivos.

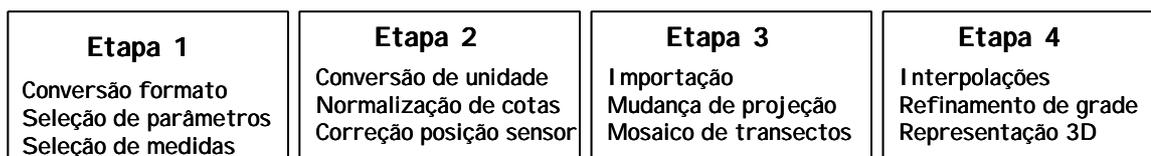


FIGURA 7.3 – Etapas de processamento dos dados gerados pelo eco-batímetro.

Após esta seqüência de processamento, os dados estavam preparados para as extrações de informações desejadas, as quais serão apresentadas na Seção 7.5.

7.3.1 Correção de Posição do Sensor

Em função do comportamento ilustrado na Figura 7.2, localizou-se uma região de aproximadamente 2 km de extensão de fundo plano onde se realizaram vários transectos com diferentes velocidades, com o objetivo de corrigir os demais dados. Estes transectos foram gerados em duplicatas, ou seja, para cada velocidade realizaram-se dois transectos. Os valores médios dos transectos em cada velocidade foram estimados, e um polinômio de segundo grau foi ajustado para descrever a variação na posição do sensor do sonar com a variação de velocidade da lancha, conforme apresentado na Figura 7.4.

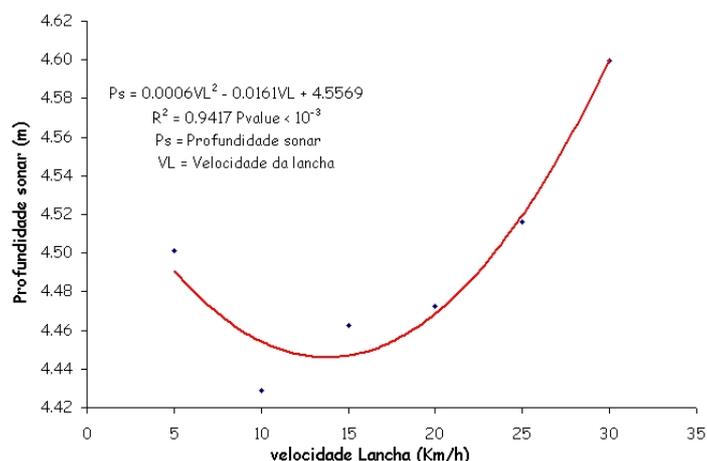


FIGURA 7.4 – Modelo de correção da profundidade em função da velocidade da lancha.

A partir deste modelo de calibração, obteve-se uma Equação 7.1 que foi utilizada para correção de todos os dados do levantamento.

$$P_c = P_s - (0,0006VL^2 - 0,0161VL) + 0.15 \quad (7.1)$$

Onde:

P_c = Profundidade corrigida;

P_s = profundidade medida pelo sonar

VL = velocidade da Lancha;

7.4 Modelo Batimétrico para a Planície de Curuai

A Figura 7.5 ilustra, utilizando uma região da planície, alguns dados intermediários gerados durante as diversas etapas de processamento descritas na Seção 7.3. A Figura 7.5-b mostra o espaçamento médio entre as medidas com registro de GPS. Na Figura 7.5-c os pontos com medidas de profundidade resultantes da terceira etapa são mostrados sobre uma imagem escalonada em níveis de cinza, onde as regiões claras representam as áreas rasas e regiões escuras representam as áreas mais profundas. Nas Figura 7.5-d e 7.5-e linhas de isovalores de profundidade (isóbatas) eqüidistantes de 25 cm, geradas a partir do modelo de elevação digital são apresentadas. As Figura 7.5-f e 7.5-g ilustram a visualização tridimensional de uma região selecionada na planície, gerada a partir do modelo de elevação digital.

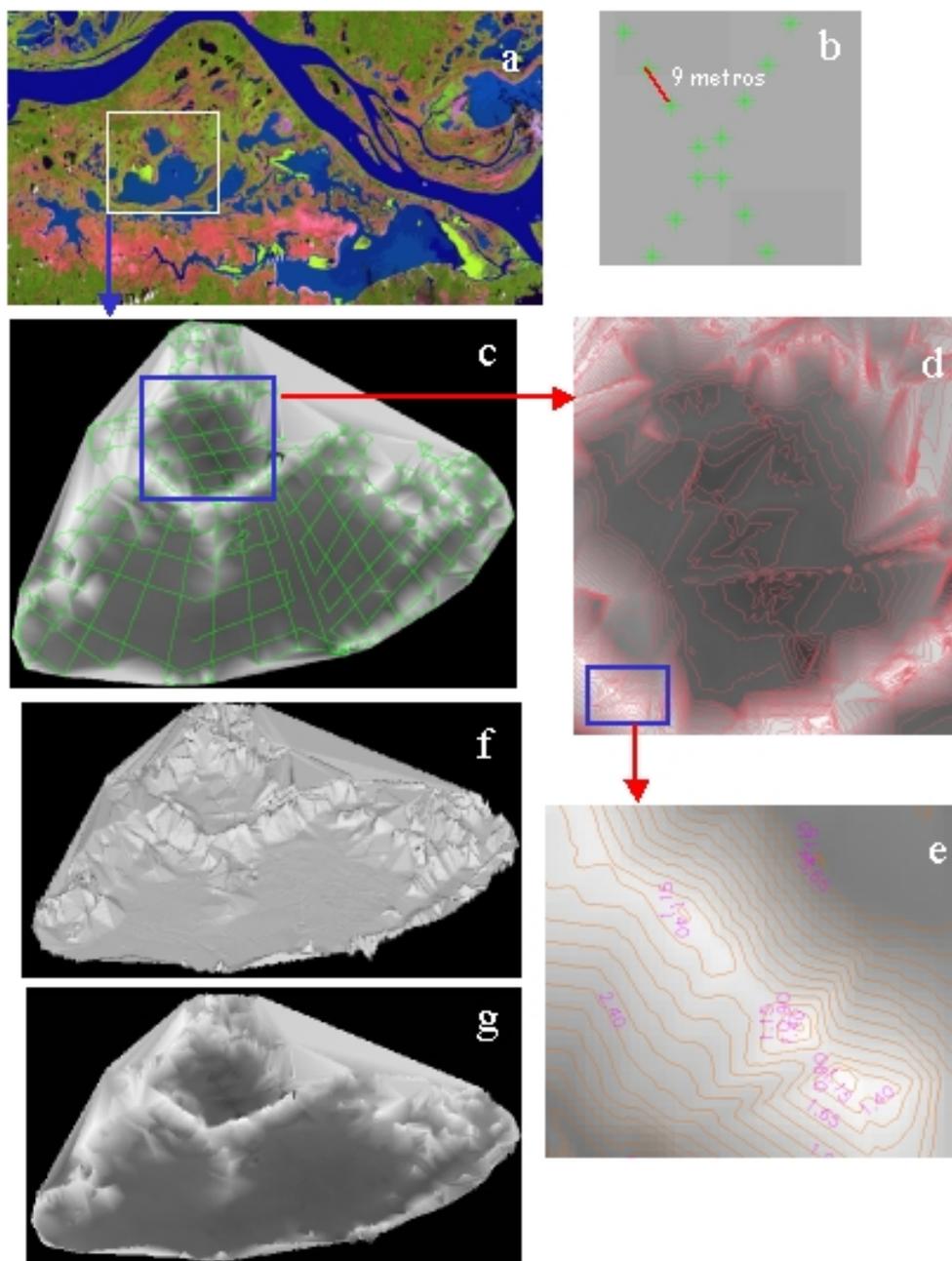


FIGURA 7.5 – Exemplos de resultados obtidos durante o processamento do dado batimétrico.

A Figura 7.6 mostra uma visualização tridimensional de toda a planície de Curuai. As cores azuis estão associadas a regiões de maior profundidade, e as vermelhas a regiões mais rasas. O preto representa áreas não inundáveis.

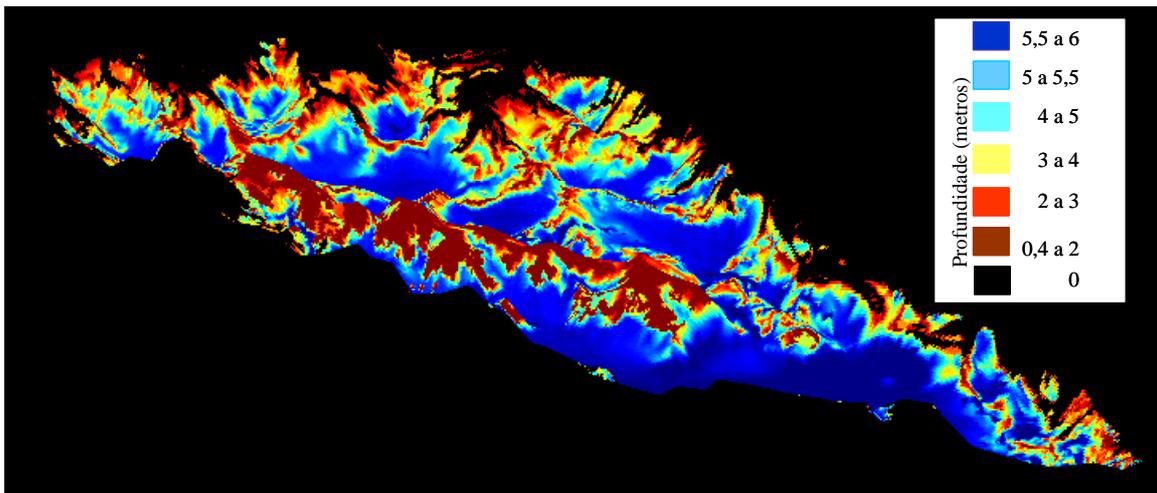


FIGURA 7.6 – Vista 3D na área inundada da planície de Curuai.

A Figura 7.7 mostra a distribuição das diferentes profundidades da planície de Curuai, e a Tabela 7.1 a porcentagem de cada faixa de profundidade. Para a cota de referência (936 cm), 93% da área inundada está com profundidade entre 2 e 6 metros. Como a altitude média em Curuai é 9 metros em relação a nível médio dos mares, 0,04 % do relevo da planície se encontra abaixo do nível do mar.

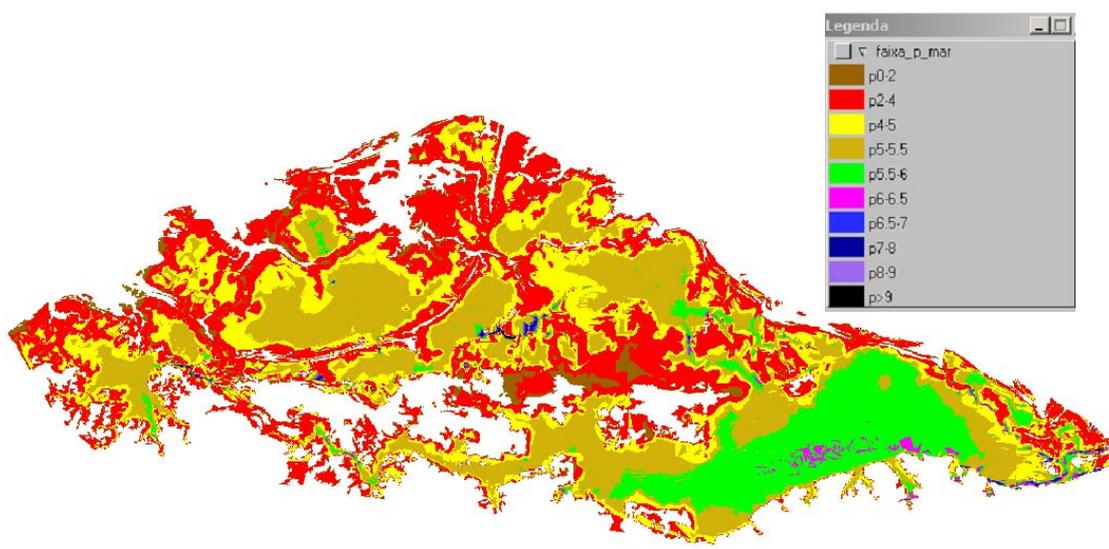


FIGURA 7.7 – Distribuição das diferentes profundidades na planície de Curuai.

TABELA 7.1 – Faixas de profundidade e porcentagem de área de cada faixa de profundidade.

Profundidade (metros)	% de área
0 a 2,0	5,77
2,01 a 4,0	33,09
4,01 a 5,0	21,77
5,01 a 5,5	25,51
5.51 a 6,0	12,70
6,01 a 6,5	0,74
6.51 a 7,0	0,16
7.01 a 8,0	0,17
8,01 a 9,0	0,05
> 9	0,04

7.5 Dinâmica de Área Inundada e de Volume na Planície de Curuai

Para quantificar a dinâmica da área inundada e do volume de água na planície de Curuai, foram utilizados os seguintes dados: as séries históricas de cotas (Janeiro de 1983 a Junho de 2004) e de imagens ópticas TM/Landsat (1984 a 2004), e o modelo de elevação digital produzido a partir do dado batimétrico. Devido às limitações³⁸ destes dados, a estimativa de área inundada restringiu-se às áreas de água aberta, que representam em torno de 95% da área inundável na planície de Curuai. Como a estimativa de área seria utilizada tanto para a dinâmica de área inundada quanto para a dinâmica de volume de água na planície, duas alternativas foram avaliadas para cálculo de área: a) a partir das imagens ópticas, b) a partir do modelo de elevação digital.

Cada alternativa apresentou algumas restrições; o levantamento batimétrico ocorreu em cota média de 930 cm, não cobrindo, portanto toda a área inundável, como por exemplo, alguns lagos marginais inacessíveis devido à obstrução dos canais de acessos por bancos de macrófitas. Para a alternativa por imagens óticas, não havia limitações em 930 cm, e permitia mapear áreas marginais da planície, cujos acessos estavam obstruídas por bancos de macrófitas. Entretanto, para algumas datas/cotas, grandes bancos de

³⁸ Imagens ópticas só permitem delimitar áreas de água aberta, e o levantamento batimétrico foi realizado somente em áreas acessíveis, que não estavam obstruídas por bancos de macrófitas.

macrófitas mascaravam as dimensões das áreas inundadas, resultando em situações irreais; maior cota e menor área de água aberta.

A Figura 7.8 ilustra esta condição, na qual uma imagem de 12/11/1987 com cota de 425 cm resultou em área de água aberta de 707 Km², e uma imagem de 12/12/1998 com cota de 485 cm que resultou em área de 550 Km². Devido a estas restrições, adotou-se a seguinte solução: Para o cálculo de volume, utilizou-se a área inundada extraída do modelo de elevação digital, dado que somente para estas regiões tinha-se o relevo do fundo da planície. Para a modelagem da dinâmica de área inundada por água aberta, utilizou-se tanto um conjunto de imagens representativas da variabilidade do nível de água na planície, quanto a área inundada extraída do modelo de elevação digital, conforme está descrito na próxima Seção. Desta forma pôde-se avaliar qual a contribuição do levantamento batimétrico para estimativa de área inundada, e qual seria o erro ao estimar a área inundada só a partir de imagens históricas.

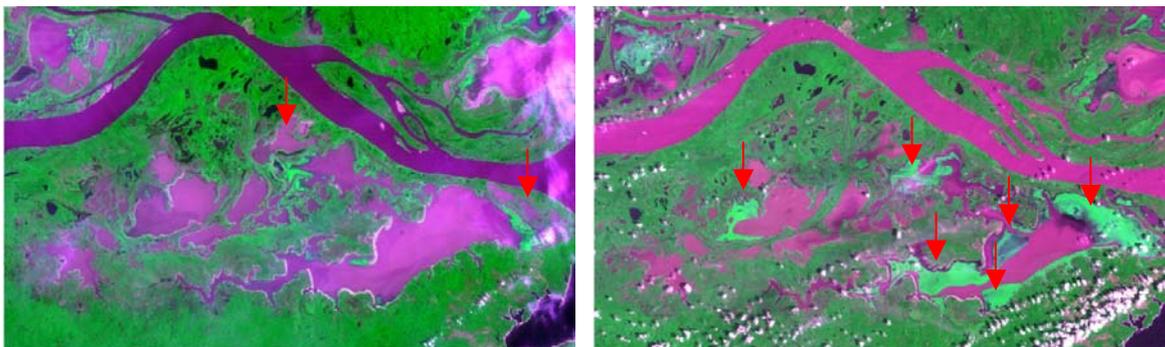


FIGURA 7.8 – Exemplos de imagem com cota maior e área de água aberta menor. Os corpos de água aberta estão em magenta. Áreas em verde claro, indicadas por setas, são bancos de macrófitas. (a)- imagem de menor cota e maior área (12/11/1987). (b)- imagem com maior cota e menor área. (12/12/1998).

7.5.1 Dinâmica da Área Inundada

Para descrever e quantificar a dinâmica de área inundada durante o ciclo hidrológico, um modelo de regressão relacionando a área inundada com o nível da água na planície foi desenvolvido. As etapas da seqüência de processamento realizada, identificadas por letras, estão ilustradas no fluxograma da Figura 7.9. Inicialmente selecionou-se, da série

histórica, um conjunto de imagens representativo da variabilidade do nível de água na planície (**a**). Cada banda 5 TM/Landsat, adequada³⁹ para delimitar corpos de água, foi georreferenciada e integrada a base de dados (**b**). As áreas de água aberta de cada imagem foram delimitadas a partir de uma segmentação seguida por uma classificação não supervisionada (**c**). A classe identificada como água aberta no resultado da classificação, foi então rotulada e gerado um mapa temático de água aberta (**d**). A área estimada somente a partir da imagem foi denominada de “Área [1] TM”.

Para o mesmo nível de água, em que cada imagem foi adquirida, gerou-se também um mapa de área inundável a partir do modelo de elevação digital, conforme método descrito na Seção 7.5.2, sobre dinâmica de volume (**e**). Esta área foi denominada de “Área [2] batimétrica”. Uma terceira área foi obtida aplicando uma operação de união lógica sobre os dois resultados anteriores (etapas **d** e **e**), (**f**). Esta operação de união permitiu que eventuais corpos de água mascarados por bancos de macrófitas nas imagens fossem considerados, se estas macrófitas não estivessem presentes no mesmo local durante o levantamento batimétrico. Esta terceira área, denominada de “Área [3] TM corrigida”, foi gerada para avaliar a contribuição do dado batimétrico na estimativa de área alagada e também para estimar a porcentagem de área coberta por bancos de macrófitas.

Corpos de água fora da planície e a calha do rio Amazonas, foram removidos através de uma edição final. Finalmente ao término da etapa (**g**), obtiveram-se três conjuntos de mapas temáticos de água aberta para diferentes cotas: um obtido diretamente das imagens TM, outro obtido do modelo de elevação digital, e um terceiro obtido das imagens, mas refinado com o mapa do modelo de elevação. Como o levantamento batimétrico foi feito na cota média de 930 cm, áreas de inundação extraídas de imagens TM, para cotas maiores que 930 cm, não foram corrigidas. A Tabela 7.2 sintetiza as estimativas de áreas feitas a partir destes mapas.

³⁹ Corpos de água absorvem praticamente toda a radiação eletromagnética de comprimento de onda maior que 900 nm. Como a banda 5 TM/Landsat esta localizada na faixa de 1.550- 1.750 nm, ela é adequada para mapear corpos de água aberta, pois estes corpos a reflectância é muito baixo, contrastando com os alvos que contornam os corpos de água (solo e vegetação).

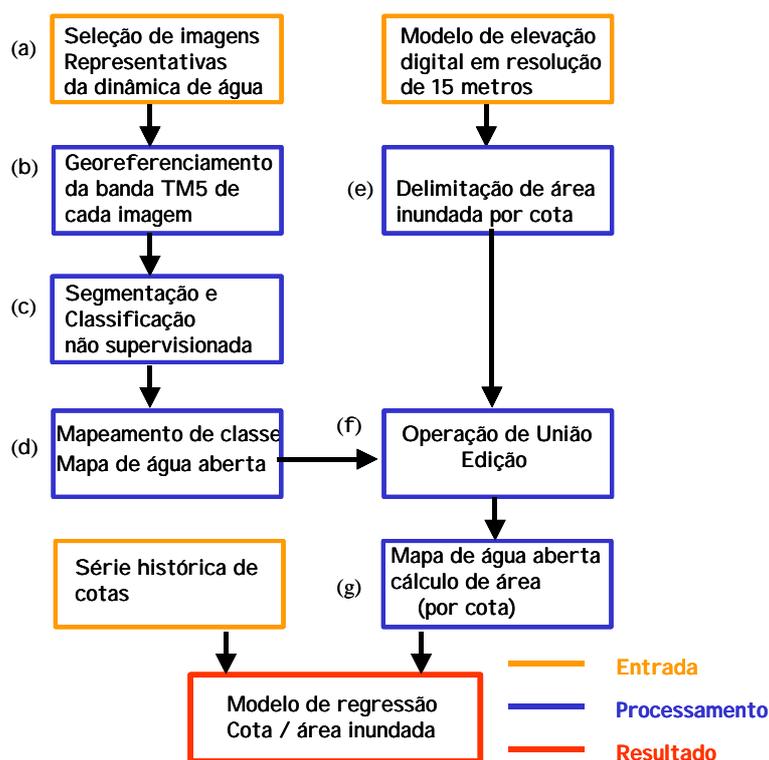


FIGURA 7.9 – Sequência de processamento para modelagem da dinâmica de área inundada.

TABELA 7.2 – Cotas e áreas extraídas de imagens representativas da dinâmica de área inundada e do modelo de elevação digital.

Data	Cota (cm)	Área [1] TM (Km ²)	Área [2] batimétrica (Km ²)	Área [3] TM corrigida (Km ²)	Diferença [1]-[2] (Km ²)	Diferença [3]-[1] (Km ²)	% de área coberta por macrófitas
02/11/2001	416	706,70	526,73	707,94	179,97	1,24	0,18
12/11/1987	425	656,87	551,01	707,18	105,86	50,31	7,66
08/11/2003	476	840,70	697,74	840,72	142,96	0,02	0,00
30/10/1994	563	1003,82	874,96	1015,39	128,86	11,57	1,15
27/01/2004	662	1104,37	1052,67	1117,78	51,70	13,41	1,21
21/09/2003	722	1195,37	1132,80	1266,06	62,57	70,69	5,91
18/06/1992	809	1254,76	1205,36	1260,58	49,40	5,82	0,46
06/08/2001	881	1341,43	1252,87	1430,02	88,56	77,83	5,80
04/08/2003	897	1393,53	1263,15	1449,15	130,38	55,47	3,98
19/07/2003	930	1324,30	1283,97	1437,99	140,33	13,70	0,96
27/07/2001	984	1431,53	**	**	**	**	**
16/07/1999	1015	1587,20	**	**	**	**	**

As áreas estimadas a partir das imagens (Área [1] TM), foram sempre maiores que as estimadas pelo modelo de elevação digital. Isto se explica pelo fato das imagens capturarem corpos de água em locais não acessados pela batimetria. Entretanto, conforme ilustrado na Figura 7.8, notou-se que grandes bancos de macrófitas cobrem extensas áreas inundáveis, reduzindo com isto, a precisão da estimativa destas áreas partir de imagens ópticas.

Muitos destes bancos de macrófitas ocorrem principalmente no período de descida e de água baixa, em locais onde se teve acesso para batimetria no período cheia. Delimitando através do dado batimétrico áreas inundáveis para a mesma cota da imagem, pode-se não só corrigir a área como também determinar o erro que se comete ao se usar somente a imagem para determinação de água aberta.

As diferenças entre as áreas inundadas “Área [3] TM corrigida” e “Área [1] TM”, correspondem em Km^2 , às áreas que estavam cobertas por bancos de macrófitas, na data da aquisição da imagem, mas sem macrófitas no período do levantamento batimétrico. Estes valores estão na coluna “Diferença [3]-[1]” da Tabela 7.2. Para as cotas avaliadas, a diferença máxima foi de 7,6 %. Este número tem dois significados; primeiro, que bancos de macrófitas ocuparam até 7,6 % da área inundada, nas imagens históricas. Segundo, considerando que naquelas áreas onde não se tem batimetria, a proporção de bancos de macrófitas é o mesmo, o erro que se comete ao usar somente imagens para se estimar área de água aberta, pode chegar a 7,6%.

Da Tabela 7.2 e do gráfico da taxa de variação do nível de água (Figura 7.10), pode-se levantar as seguintes hipóteses explicativas para as diferenças de áreas estimadas pelas imagens e aquelas estimadas a partir dos dados batimétrico:

- 1) Para cotas entre 416 e 563 cm, a diferença de área foi sempre próxima de 140 Km^2 . Esta diferença deve-se as áreas de lagos marginais que não puderam ser submetidos a levantamento batimétrico. Como o nível de água está baixo, a superfície desses lagos marginais não aumenta com o aumento do nível da cota, pois a água que está entrando fica confinada às regiões mais profundas da planície (calha dos lagos principais), não extravasando para os

lagos marginais. Além disto, há que se considerar que existem outras fontes de água que alimentam esses lagos (Kosuth et al., 2002), cuja oscilação independe do pulso de inundação (precipitação, lençol freático).

- 2) A partir da cota 662 cm, nota-se que a diferença entre as medidas obtidas a partir das imagens e aquela derivada do levantamento batimétrico se reduz à metade. Pode-se supor que em torno dessa cota encontrem-se os níveis em que a água extravasa da calha dos lagos principais para as regiões mais baixas da planície. Isto se confirma pela análise da taxa de subida de água na planície (Figura 7.10- elipse azul). A partir dessa cota até em torno da cota de 690 cm, acontece um nítido e rápido decréscimo na taxa de subida diária do nível de água, devido a esse extravasamento, que faz com que o excedente de água se acomode em uma área maior área armazenamento. Como consequência vê-se esta redução na diferença de áreas.
- 3) Nota-se novamente um aumento, porém menor, na taxa diária de subida entre 700 e 780 cm (Figura 7.10-elipse lilás). Isto se deve a uma segunda área de confinamento, que reflete em uma maior diferença de áreas estimadas em 722 cm.
- 4) Entre a cota 881 e 930 cm, nota-se que diferença entre as áreas aumentou novamente. Este aumento reflete o aumento das áreas dos corpos de água isolados, com o aumento da cota.

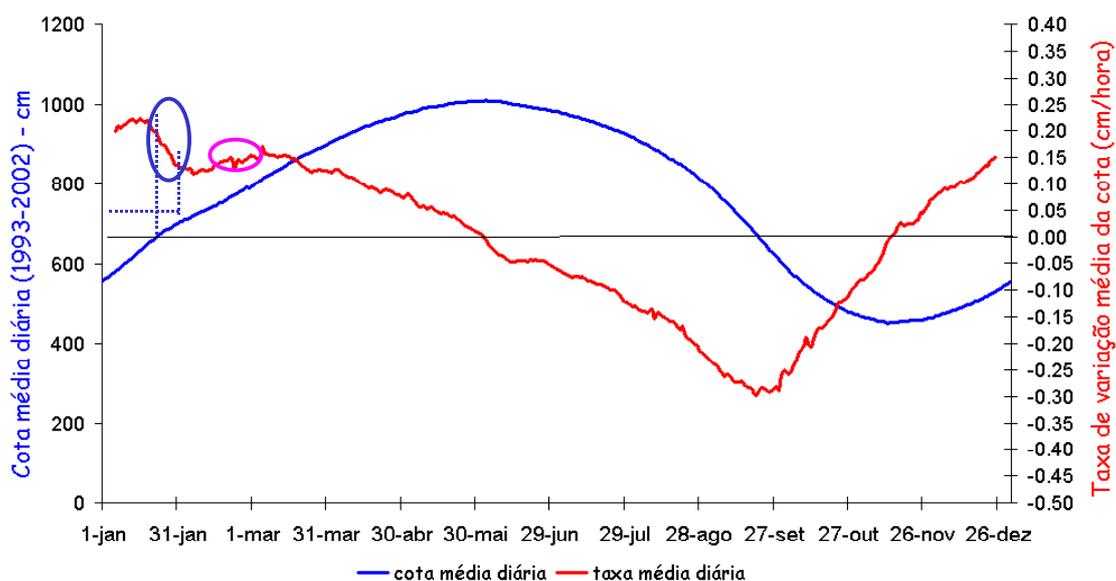


FIGURA 7.10 – Hidrógrafa média e taxa média de variação horária do nível da água entre 1993 e 2002.

Os modelos de regressão relacionando as áreas de água aberta com o nível d'água na planície e de correlação entre as áreas estimadas pelas duas abordagens são apresentados na Figura 7.11.

Tanto o modelo cota versus área inundada a partir das imagens históricas quanto o modelo cota versus área inundada a partir da batimetria, foram descritos por um polinômio de segundo grau (Equação 7.2 e 7.3), e se mostraram altamente representativos, com um coeficiente de determinação (R) de 0,99 e valores P menor 10^{-4} , indicando que para a planície de Curuai, o nível de água é um bom indicador de área inundada. Um modelo linear também se ajustou bem aos dados, entretanto, o polinômio de segundo grau contempla melhor a tendência de redução da taxa de crescimento da área inundada para cotas maiores.

$$\text{Área inundada (imagem)} = -8 \cdot 10^{-4} \times \text{cota}^2 + 2,43 \times \text{cota} - 177,39 \quad (7.2)$$

$$\text{Área inundada (batimétrica)} = -25 \cdot 10^{-4} \times \text{cota}^2 + 4,75 \times \text{cota} - 1020,5 \quad (7.3)$$

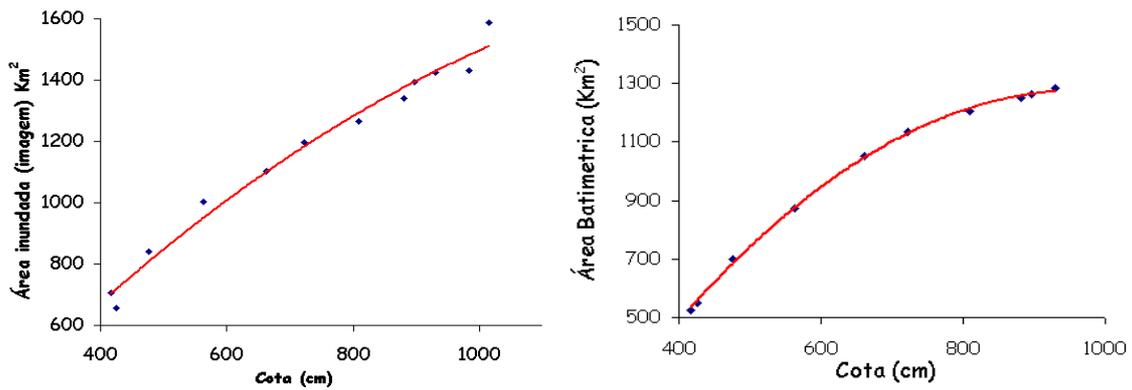


FIGURA 7.11 – Modelos de regressão relacionando cota com área de água aberta inundada.

Analisou-se também a relação entre as áreas estimadas pelos dois métodos. Confirmou-se, como era de se esperar, que apesar da diferença de valores, a correlação entre as estimativas foi praticamente 1 (0,99). A Figura 7.12 mostra na forma gráfica esta correlação.

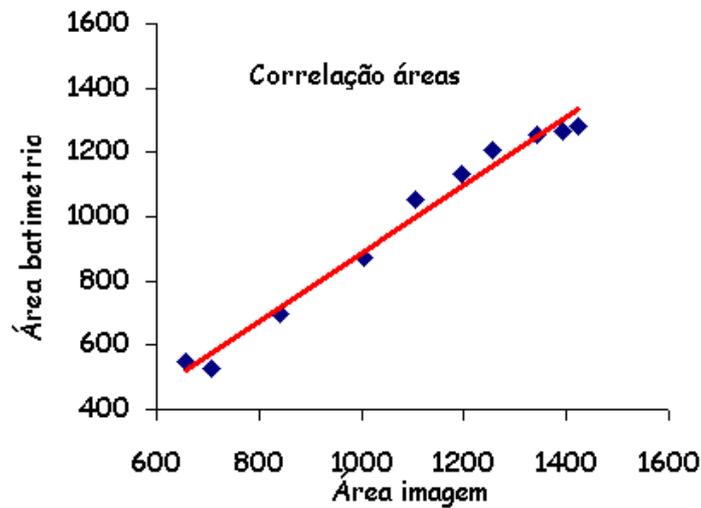


FIGURA 7.12 – Correlação entre áreas inundadas obtidas a partir de imagens TM/Landsat e a partir de dados batimétricos.

7.5.2 Dinâmica de Volume

7.5.2.1 Métodos de Cálculo de Volume de Água em Lagos

Kalff (2001) propõe a abordagem ilustrada conceitualmente na Figura 7.13 para a estimativa do volume de um lago. A abordagem sugere que inicialmente sejam geradas isóbatas com espaçamentos adequados para a escala da área de estudo e a seguir se aplique a Equação 7.4 para estimar o volume de água entre duas isóbatas consecutivas.

$$Volume_{(i_2, i_1)} = \left(\frac{(A_{i_1} + A_{i_2})}{2} \right) (V_{i_2} - V_{i_1}) \quad (7.4)$$

onde:

$Volume_{(i_2, i_1)}$ – volume de água entre duas isóbatas consecutivas;

A_{i_1} – área compreendida pela isóbata i_1 ;

A_{i_2} – área compreendida pela isóbata i_2 ;

V_{i_1} – valor da isóbata i_1 ;

V_{i_2} – valor da isóbata i_2 ;

O volume do lago, conforme ilustrado na Figura 7.12, é o somatório de todos os volumes entre isóbatas.

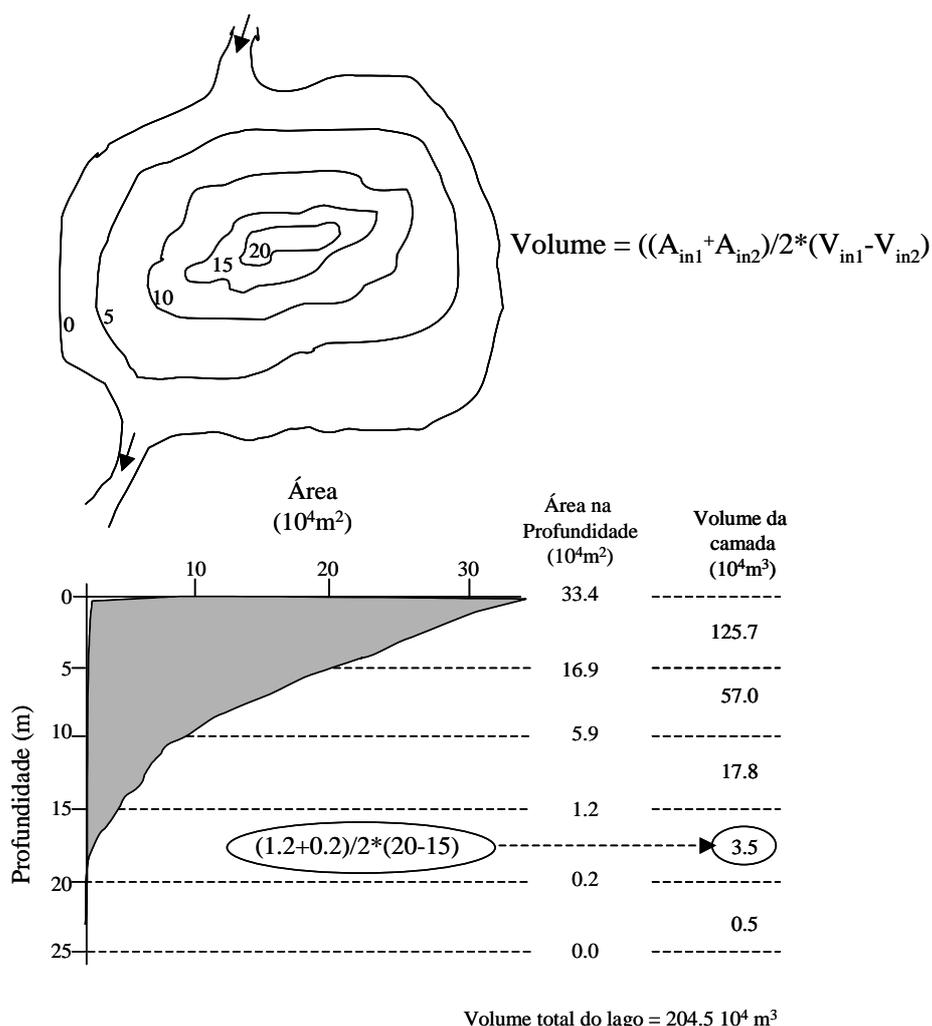


FIGURA 7.13 – Método para determinação do volume de um lago.
 FONTE: Adaptada de Kalff (2001).

A abordagem proposta por Kalff (2001) parece adequada para lagos isolados e com relevo simples, onde as isóbatas são concêntricas, mas se mostra de difícil aplicação para o caso da planície de Curuai, que além de possuir um relevo complexo, com vários lagos e uma série de canais entre esses lagos, possui grandes dimensões, com uma área de aproximadamente 1600 Km². Em função disto, a abordagem descrita a seguir, disponível no sistema SPRING, a qual estima o volume do lago a partir de uma grade regular de células, parece mais adequada, e de fácil execução.

Em um modelo de grade regular de células, a região geográfica de estudo é particionada em uma matriz de células, conforme ilustra a Figura 7.14, e a cada célula é atribuído o

valor médio do relevo dentro do espaço da célula. Na Figura 7.14-a, as linhas ilustram um exemplo teórico de isóbatas de um lago, cuja área foi particionada na forma de uma matriz regular de células. A Figura 7.14-b ilustra o valor médio da profundidade atribuído a cada célula. Sabendo a área da célula, pode-se estimar o volume de água na célula, multiplicando sua área pelo valor da célula, que no caso é igual à profundidade. Obtém-se o volume total somando os volumes de toda as células que compõem o lago.

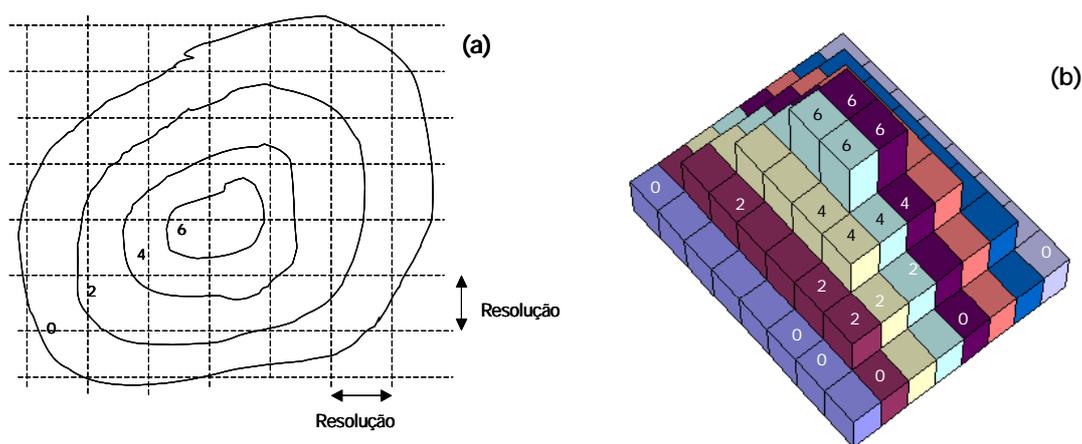


FIGURA 7.14 – Método para determinação do volume de um lago através de uma grade regular de células. (a) – A região de interesse é particionada em células regulares. (b) – Representação 3D onde cada célula recebe o valor médio de profundidade.

7.5.2.2 Estimativa de Volume de Água na Planície de Curuai

Para as estimativas de volume de água em diferentes cotas, utilizou-se o modelo de elevação digital, na forma de uma grade regular de pontos, com resolução de 15 metros, e a área inundada estimada também a partir deste modelo. Os volumes foram calculados através de um aplicativo disponível no sistema SPRING (Rosin, 1996), que recebe como entrada além do modelo de elevação digital, a cota e as delimitações das regiões, na forma de polígonos, sobre a qual se quer estimar o volume. Foram estimados os volumes de água para as mesmas cotas das imagens utilizadas na modelagem da dinâmica de área inundada. As etapas da sequência de processamento, identificadas por letras estão ilustradas no fluxograma da Figura 7.15. Inicialmente realizou-se uma operação para identificar, através do modelo de elevação digital, quais as regiões

inundadas para cada cota desejada [a]. Como o programa para cálculo de volume, precisa receber a delimitação da área sobre a qual se quer saber o volume, na forma poligonal, uma operação de conversão matriz vetor, transforma o resultado da etapa [a], que está na forma matricial, para polígonos [b]. Finalmente, o programa estima o volume sobre a área desejada [c]. A Figura 7.16 apresenta os volumes estimados para as mesmas cotas em que foram calculadas as áreas de água aberta, e o gráfico de ajuste da relação cota / volume de água armazenado na planície.

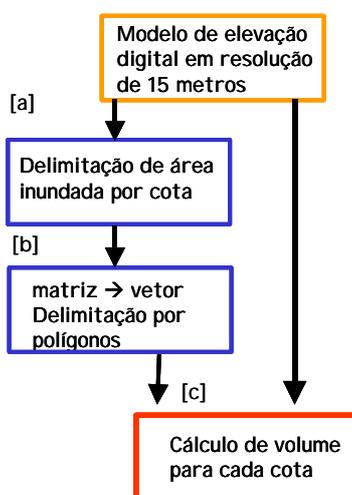


FIGURA 7.15 – Sequência de processamento para a dinâmica de volume.

Uma relação linear (Equação 7.5) foi encontrada entre a cota e o volume de água armazenado na planície. Com um fator de determinação de 0,99 e um *valor p* menor 10^{-4} , esta relação se mostrou altamente representativa, sinalizando que a cota também é um bom “proxy” para estimativa de volume de água armazenado a planície de Curuai.

$$\text{Volume} = 10^7 \text{ cota} - 4,0 \times 10^9 \quad (7.5)$$

Para a série histórica disponível de cotas, determinou-se que a média das cotas, mínima e máxima nos últimos 30 anos foram 420 cm e 950 cm, respectivamente. Aplicando estes valores na Equação 7.5, chega-se que a variação do volume de água armazenado na planície em cada ciclo hidrológico é da ordem de $5,3 \times 10^9 \text{ m}^3$.

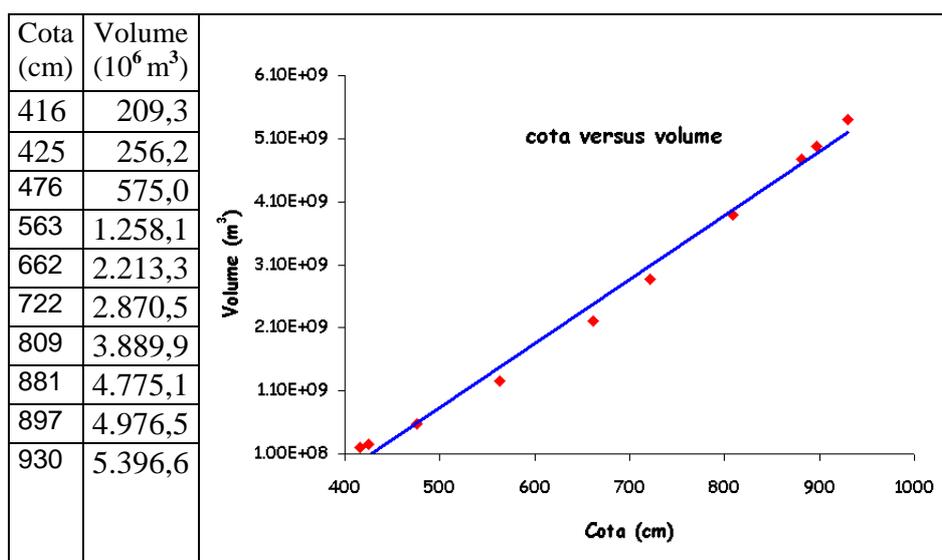


FIGURA 7.16 – Volume de água na planície para diferentes cota e modelo relacionando cota com volume.

Medidas realizadas no rio Amazonas durante o período de subida da água indicaram uma concentração média de 161 mg/l de TSS. Em medidas do CAMREX (Carbon in the Amazon River experiment), a maior concentração de TSS, 600 mg/l, foi obtida no extremo oeste do Brasil, no rio Ica, no meio do período de subida da água, e a menor concentração, 93 mg/l, em Óbidos⁴⁰ (Richey et al., 1986). Segundo Dunne et al. (1989), a concentração de TSS do rio Amazonas geralmente diminui em direção a sua foz, devido à diluição do material derivado dos Andes por águas relativamente pobres em sedimentos, de tributários da região central e leste da bacia amazônica (águas claras e pretas).

Se forem adotadas as seguintes premissas: 1) as águas brancas se caracterizam pela dominância de partículas inorgânicas e de clorofila (Sioli, 1975); 2) que no *estado I* (cheia) dos ciclos hidrológicos analisados, massas de águas com estas características ocuparam entre 62 e 84% da área de água aberta da planície; 3) que a planície tem uma profundidade média de 5 metros (92% da planície se encontra nesta faixa-Tabela 7.1); 4) que concentração média de TSS do rio Amazonas no período de enchente e início da cheia foi de 109 mg/l (Tabela 4.1), pode-se estimar que o aporte de sedimentos do rio

⁴⁰O ponto de medida mais a leste do CAMREX foi em Óbidos.

Amazonas para a planície, está entre 441×10^3 e 540×10^3 toneladas de sedimentos por ciclo hidrológico.

Considerando que para o ciclo hidrológico 2003/2004, a subida da água teve início no dia 20 de Novembro, a partir de uma cota de 470 cm e que a cota máxima atingiu 952 cm no dia 12 de Maio de 2005, chega-se que a taxa média diária de aporte de água na planície foi de $27,7 \times 10^6$ m³/dia, ou um aporte de 324,1 m³/s. Como não se têm as cotas diárias a partir de 20 de junho de 2004, fez o mesmo raciocínio para a descida da água durante o ano de 2003, chegando-se que a vazão média foi de $32,9 \times 10^6$ m³/dia, ou 380,8 m³/s. Esta taxa de vazão maior durante a vazante está de acordo com a análise do histórico de cotas (Figura 3.3), segundo a qual chegou-se a taxa média de ~0,30 cm/hora para a descida da água e uma taxa de ~20 cm/hora para a subida. Considerando-se a vazão mínima (100000 m³/s) e máxima (220 000 m³/s) do rio Amazonas em Óbidos, segundo dados do CAMREX, o aporte aqui estimado, representa de 0,32 a 0,14 % da vazão do rio.

Em campanha para medidas de vazão realizada entre 21 e 29/06/2003, na planície de Curuai, a equipe do projeto HIBAM-2003 (relatório da campanha de Junho de 2003), chegou a uma vazão de 166 m³/s. As diferenças entre os valores aqui encontrados, e o observados pela equipe do projeto HIBAM, são explicadas pela escala temporal. Os valores do projeto HIBAM, são de medidas realizadas no intervalo de 8 dias, e os valores aqui estimados são a média de todo o período de subida da água.

7.6 Conclusões

Os resultados da análise batimétrica permitiram concluir que não existem diferenças significativas entre as estimativas de área inundada a partir do levantamento batimétrico e de série históricas de imagens. O erro médio estimado ao se utilizar apenas imagens para o cálculo de água aberta na planície é inferior a 10 %.

O uso de dados batimétricos, entretanto, foi fundamental para o desenvolvimento de um modelo cota/volume de água que é armazenado e circula anualmente pela planície. A análise da distribuição das profundidades na planície de Curuai, revelou, entretanto, que o relevo é bastante homogêneo e que pode ser aproximado a partir de uma profundidade

média de cerca de 5 metros, dado que para uma cota de 936 cm, 92% da planície se encontra na profundidade média de 5 metros. A diferença de estimativa do volume de água da planície com base no modelo batimétrico e na adoção de uma profundidade média foram da ordem de 16 %, indicando que esse método poderá talvez ser estendido para outras seções da planície do médio Amazonas utilizando modelos batimétricos simplificados. Ou seja, realizam-se apenas alguns transectos para determinar a profundidade média da planície em análise, e utilizam-se imagens para determinação de área inundada.

O levantamento batimétrico serviu também para a identificação do local do paleo-canal ao longo da planície. Além disto, pode-se identificar que algumas seções deste canal possuem profundidade abaixo do nível do mar.

CAPÍTULO 8

INTEGRAÇÃO DE RESULTADOS

8.1 Introdução

Neste estudo, cinco tipos distintos de dados foram utilizados: série histórica de cotas, parâmetros de qualidade de água coletados em quatro campanhas de campo, dados espectrorradiométricos de campo, uma série histórica de imagem TM/Landsat, e dados batimétricos de campo referentes ao período da cheia. Nos Capítulos anteriores foram apresentadas as informações derivadas desses dados e sua contribuição para a compreensão do processo de circulação de diferentes massas de água na planície, em resposta ao pulso de inundação.

Este Capítulo é dedicado à análise integrada dessas informações. A ênfase aqui é mostrar de forma sintetizada a consistência entre as informações derivadas dessas diferentes fontes, e a convergência de evidências que deram suporte à proposição de um modelo conceitual da circulação da água na planície.

8.2 Síntese da Dinâmica de Composição e Circulação de Água na Planície

A Figura 8.1 sintetiza os efeitos do pulso de inundação na dinâmica de composição e de área inundada por diferentes massas de água na planície de Curuai. Tomando por base a classificação proposta por Sioli (1984), as informações derivadas das diferentes fontes permitem concluir que pela planície de Curuai, em todos os estados do ciclo hidrológico circula principalmente a água branca.

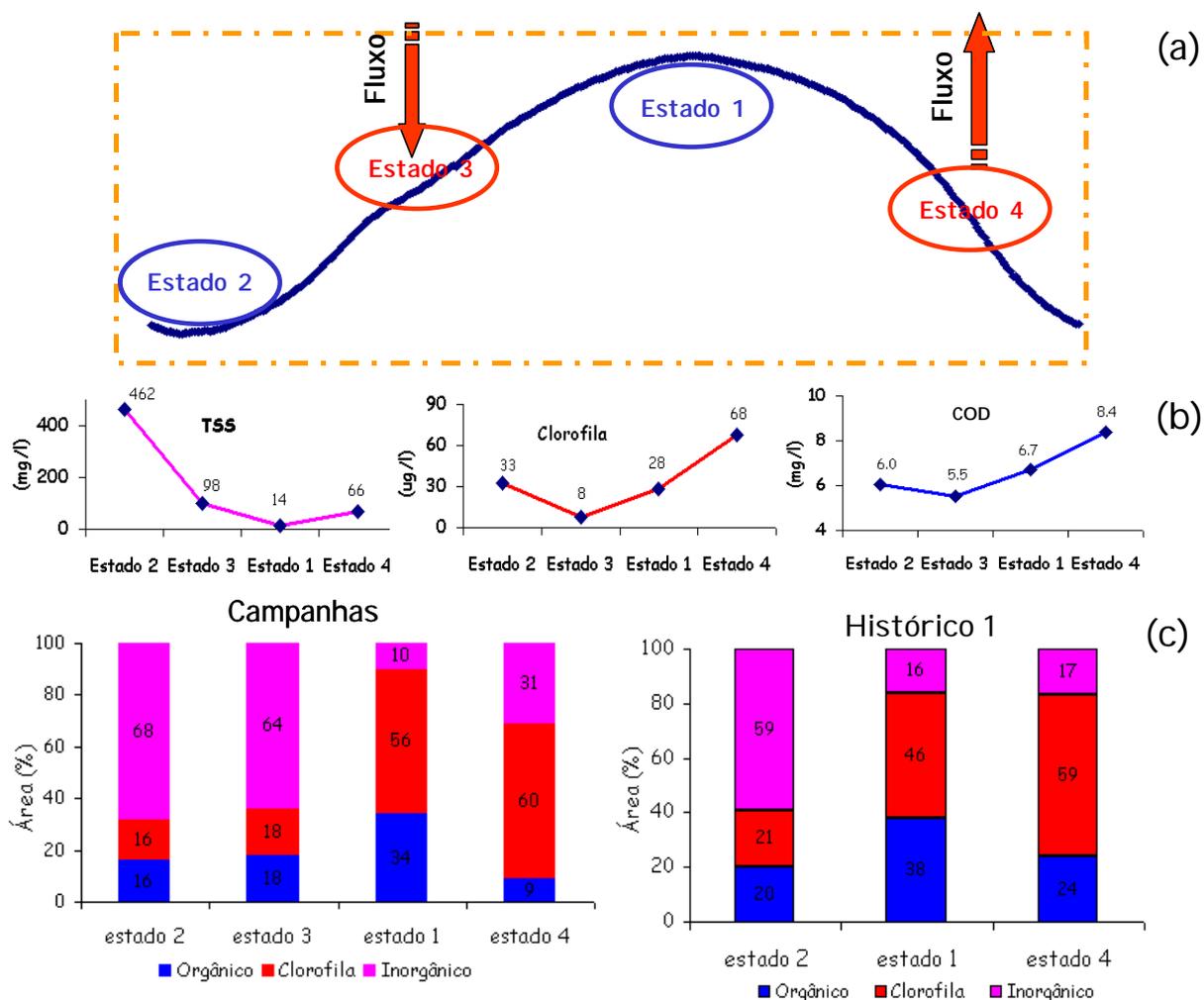


FIGURA 8.1 – Efeitos do pulso de inundação na dinâmica de inundação e de circulação de água na planície de Curuai. (a) – hidrógrafa média na planície. (b) variação sazonal do TSS, da Clorofila e COD, como consequência da dinâmica do pulso de inundação. (c)- porcentagem de área inundada em cada estado relevante do pulso.

Tendo em vista que as águas brancas se caracterizam pela dominância de partículas inorgânicas e de clorofila (Sioli, 1975), pode-se verificar pela análise da Figura 8.1-(c) que, em média, ao longo do ciclo hidrológico referente às campanhas, 80 % da área da planície é ocupada por aquele tipo de água. As águas brancas ocupam toda a região central da planície, formando uma extensa e larga faixa de oeste a leste que cobre uma área equivalente a aproximadamente 820 Km² na cheia (*estado 1*) e 650 Km² na baixa (*estado 2*)

Esse padrão descrito anteriormente pôde ser caracterizado a partir da integração das várias fontes de dados. Em relação a sua recorrência histórica (Figura 8.1-(c-histórico 1)), as imagens TM não puderam ser utilizadas para caracterizar *estado 3* (enchente). Para os demais *estados* da planície (histórico 1) as imagens TM permitiram identificar o mesmo padrão de circulação indicando que em média 73 % da planície é dominada pelas águas brancas ao longo de todo o ciclo hidrológico. Essas diferenças na proporção (73 % e 80 %) se explicam pela variação inter-anual do nível da água. Em termos de área ocupada pelas águas, a análise do histórico 1 indica que ela variou de 790 Km² na cheia (*estado 1*) a 640 Km² na baixa (*estado 2*). Estes resultados sugerem que a dinâmica da taxa de aporte (velocidade de entrada da água) ou descarga de água (velocidade de saída da água), ou seja, a dinâmica do pulso, afeta sua abrangência e distribuição espacial. Independente disso, a função de força mais significativa a controlar a circulação da água e sua composição é o pulso de inundação.

O fato de não ter sido possível utilizar imagens para caracterizar o comportamento do estado 3, não invalida o método porque fica evidente a recorrência em três estados, o que permite deduzir que havendo imagens, os resultados seriam semelhantes aos da campanha.

Para avaliar se essa consistência se repetia em outros ciclos hidrológicos avaliou-se um segundo conjunto de imagens históricas (histórico 2) conforme já descrito no Capítulo 6. Os resultados apresentados na Figura 8.2 indicam que apenas dois estados puderam ser completamente caracterizados, o 1 (cheia) e o 4 (vazante). Nos demais estados não foi possível caracterizar todas as massas de água em decorrência dos níveis extremamente altos de partículas inorgânicas. Conforme pode ser observado nas Figuras 8.1-(c) e 8.2, as massas de água com predominância de clorofila ocupam a maior área nos *estados 1* (cheia) e *4* (vazante). A análise da Figura 8.2 permite constatar que a área ocupada pelas águas brancas, à semelhança do que ocorreu nos ciclos hidrológicos analisados anteriormente corresponde em média a 84 % da planície.

A análise do conjunto de série temporal derivada de imagens TM mostra que a porcentagem de área ocupada pelas águas brancas no *estado 1* para todos os ciclos

analisados permaneceu entre 62 % e 84 %, sendo esta variação devido ao nível e intensidade do pulso ano a ano. Para o *estado 4* (vazante), a série indicou uma variação inter-anual da área ocupada pelas águas brancas entre 76 % e 91 %. O fato desses valores se repetirem de forma consistente em três ciclos hidrológicos distintos selecionados aleatoriamente indica que o padrão de circulação pode ser considerado recursivo e que a composição das massas de água podem ser estimadas a partir de séries temporais de imagens com base em informações de campo não concomitantes à aquisição da imagem. É óbvio que a precisão das estimativas não é a mesma, mas em termos da caracterização de padrões de circulação e composição da água, o uso de imagens históricas se mostrou eficiente.

A variabilidade temporal das proporções de diferentes tipos de água na planície, apesar da dominância das águas brancas, também é determinada, em parte pela dinâmica do pulso de inundação, uma vez que em função do nível e volume de água que este aporta para a planície, ele funcionará com maior ou menor eficiência como barreira ao escoamento das águas provenientes tanto do terciário quanto acumuladas durante o período de altas precipitações na região.

Os resultados das delimitações das massas de água a partir de imagens de satélite mostram que somente no *estado 1*, período da cheia, é que águas claras e pretas chegam a ocupar entre 34% e 38% da área da planície. Este aumento de área ocupada por águas claras e pretas no *estado 1*, pode ser explicado pelos seguintes fatos: 1- durante a cheia, o grande volume de águas brancas que atinge a planície, represa as águas claras e pretas em regiões marginais. Neste período da cheia (maio-junho), o volume de águas claras e pretas que chega à planície também aumenta em resposta às precipitações de verão no hemisfério sul cujos máximos se distribuem entre março e maio (Costa, 2000). Como essas águas ficam represadas pelo pulso de inundação, passam a inundar áreas marginais, aumentando sua participação na área total inundada; 2- em algumas regiões, começa também a ocorrer o processo de decomposição dos bancos de macrófitas, aumentando a concentração de matéria orgânica dissolvida, e com isto a área ocupada por esse tipo de água.

Numa visão de ampla escala, os resultados sintetizados na Figura 8.1 (a) e (b) mostram que *em resposta ao pulso de inundação, a planície* de Curuai apresentou, no ciclo hidrológico em que foram realizadas as campanhas, duas condições bastante distintas. A primeira que compreende os *estados 2* (água baixa) e *3* (enchente), caracterizada pela predominância de partículas inorgânicas suspensas em mais de 60% da área da planície. A segunda situação que compreende os *estados 1*(cheia) e *4* (vazante), caracterizada pela predominância de organismos clorofilados em aproximadamente 60% da planície. A transição entre estas duas situações, que ocorre durante o *estado 3*, a princípio não é simultânea em relação aos componentes presentes nas massas de água. Inicialmente ocorre uma forte⁴¹ redução na concentração de partículas inorgânicas suspensas, aumentando com isto a zona eufótica. O aumento da zona eufótica, associado à maior disponibilidade de nutrientes no final do *estado 3* e início do *estado 1*, gera as condições para a proliferação de organismos clorofilados. Esses dados sugerem que a produção primária fitoplanctônica talvez seja muito maior do que a relatada em estudos anteriores (Melack e Forsberg, 2001), uma vez que a área ocupada por água com altas concentrações de clorofila durante os *estados 1* e *4* é de 56,5 % da área alagável .

O aumento da profundidade média, devido ao grande aporte de água durante o *estado 3*, resulta na forte redução da concentração de partículas inorgânicas suspensas em função da diminuição do processo de ressuspensão. Da campanha do *estado 2* para a campanha do *estado 3*, o nível médio da água aumentou de 480 cm para 662 cm, e a concentração de TSS⁴² reduziu-se de 463 para 99 mg/l (Figura 8.1-(b)), ou seja uma variação de apenas 38% na profundidade pode acarretar variações de até 4,7 vezes nas concentrações de TSS, uma vez que esta controla a ação do vento no processo de ressuspensão. Estes dados mostram claramente que o pulso afeta toda a dinâmica de composição da água na medida em que controla as variações de profundidade do lago.

As estimativas de área para o *estado 2* (baixa), Figura 8.1-(c)(campanhas e histórico-1), mais os conhecimentos de que o processo de ressuspensão sempre ocorre no *estado 2* e

⁴¹ Do estado 2 para o estado 3, a redução média do TSS foi de 4,7 vezes(de 463 para 99 mg/l) e do estado 3 para o estado 1, foi de 7 vezes(de 99 para 14 mg/l).

⁴² A fração inorgânica (TSI) do total de sólidos suspensos (TSS) é de 85% estados 2 e 3.

que o mesmo se reduz com a subida da água no *estado 3* (enchente), permitem inferir que nesses dois estados as partículas inorgânicas ocupam a maior parte da planície.

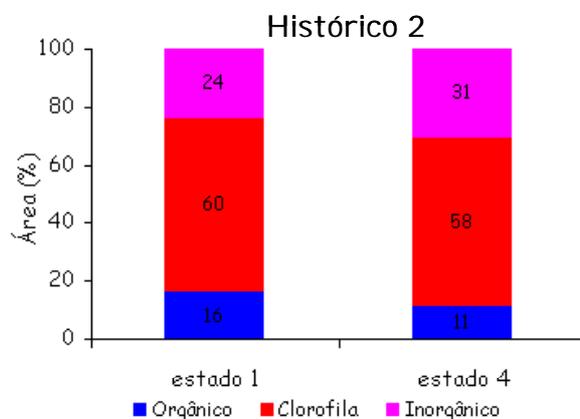


FIGURA 8.2 – Estimativas de áreas ocupadas por massas de água com predominância de clorofila, partículas inorgânicas e matéria orgânica dissolvida, para o segundo conjunto de imagens históricas selecionadas.

A porcentagem média de área ocupada por água da classe inorgânico nos estados 2 e 3 é de 63 %. Essas águas, devido à alta turbidez, em geral são desfavoráveis ao desenvolvimento do fitoplâncton. Por outro lado, durante sua dominância a planície é ocupada por vastos bancos de plantas aquáticas flutuantes (Silva, 2004), indicando que o pulso de água branca controla ao longo do ciclo hidrológico as fontes de carbono para a produção primária.

8.3 Convergência de Evidências dos Padrões de Circulação da Água

Nesta Seção apresenta-se de forma integrada os resultados, de cada estado, obtidos nas diferentes abordagens utilizadas neste estudo. A ênfase será na apresentação integrada dos resultados, que permitiram caracterizar cada estado do sistema rio/planície.

Estado 2 (água baixa)

A Figura 8.3-(a), apresenta a distribuição espacial das diferentes massas de água na planície, delimitadas a partir das imagens TM/Landsat. Sobrepondo-se a este resultado, encontram-se círculos coloridos, resultantes da classificação por ângulo espectral dos

espectros obtidos *in situ*. O nível digital médio de cada massa de água nas bandas TM/Landsat encontra-se no gráfico do lado direito da Figura 8.3-(a).

Na Figura 8.3-(b), encontram-se os espectros de três das seis classes, resultantes da classificação por ângulo espectral. No *estado 2*, a alta concentração de partículas inorgânicas fez com que os espectros tivessem formas muito similares. As classes 1 e 3, foram selecionadas por serem as duas classes com maior número de espectros, e a classe 5, por apresentar forma bastante distinta das demais. A Figura 8.3-(c), apresenta a imagem em nível de cinza, resultante da interpolação por krigagem ordinária, mostrando a variação espacial do TSS na planície.

Os espectros da classe 5, ocorreram no rio Amazonas e na região mais ao leste da planície (setas vermelhas na Figura 8.3-(a)). Este fato confirma que durante a coleta do *estado 2*, águas do rio Amazonas já estavam atingindo a planície pela margem leste, conforme mencionado Seção 4.6.1.2, segundo parágrafo. A forma dos espectros da classe 5, é característica de águas com partículas inorgânicas suspensas, sem a presença de clorofila, pois não se observam nestes espectros os pontos característicos de absorção por clorofila. Na Figura 5.21, Capítulo 5, verifica-se que a classe 5, foi a que apresentou menor concentração de clorofila .

Em contraste com a classe 5, as classes 1 e 3, apresentam formas similares a solo úmido, mascarando inclusive a forte absorção da radiação pela água a partir de ~700 nm, como pode ser observado na classe 5 (seta preta na Figura 8.3-(b)). A Figura 5.21, mostra que as classes 1 e 3, são as que apresentaram maiores concentrações de sólidos em suspensão , mas também com concentrações médias de 31 e 39 µg/l de clorofila. Entretanto, se considerar as médias das classes 1 e 3, somente dos pontos de coleta que ocorreram sobre a região delimitada como ACC e MCC (pontos verdes e azuis dentro da elipse azul), as médias passam para 44 e 60 µg/l de clorofila, respectivamente. Ou seja, apesar da alta concentração de sólidos em suspensão , a concentração de clorofila é significativa nestes pontos.

Observa-se a ocorrência de um padrão de reflectância crescente com o aumento do comprimento de onda tanto nos gráficos de valores digitais médios das classes extraídas

das bandas TM/Landsat, quanto nos espectros de campo das classes 1 e 3. Apesar da baixa resolução espectral do sensor TM em relação a dos dados espectro-radiométricos, a similaridade ocorreu.

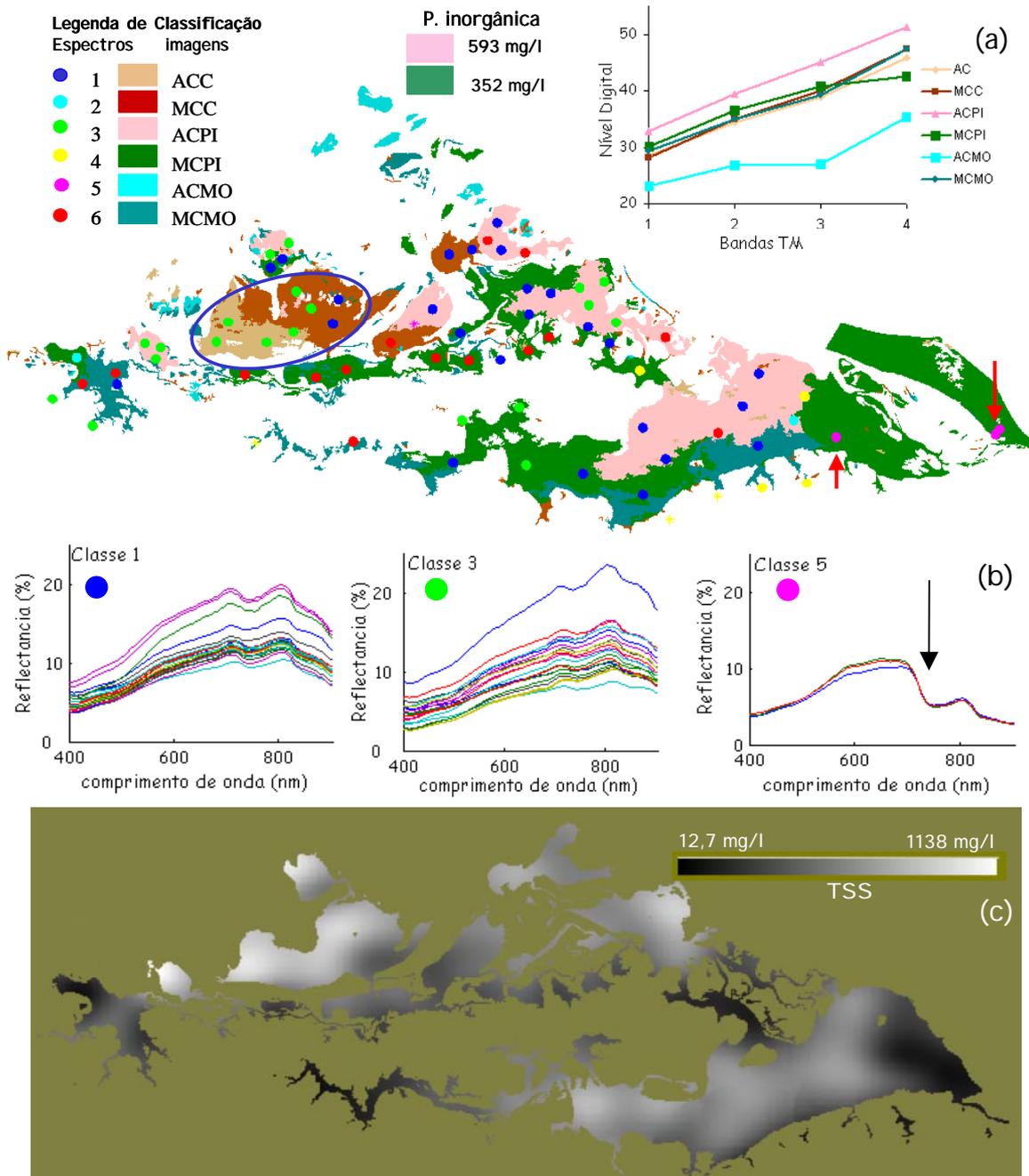


FIGURA 8.3 – Síntese integrada dos principais resultados que caracterizaram o estado 2.

Estado 3 (enchente)

A Figura 8.4-(a), apresenta a distribuição espacial das diferentes massas de água na planície, para o *estado 3*. Similar a Figura 8.3-(a), os círculos coloridos sobrepostos a delimitação das massas de água, representam o resultado da classificação por ângulo espectral e o gráfico a direita, os níveis digitais médios das bandas TM/Landsat em cada uma das massas de água delimitada. Na Figura 8.4-(b), estão as três classes espectrais selecionadas das seis resultantes da classificação por ângulo espectral do *estado 3*.

O *estado 3*, é um estado de transição de uma condição de concentração extremamente alta de partículas inorgânicas (*estado 2- água baixa*) para uma condição de baixa concentração de partículas inorgânicas e alta concentração de organismos clorofilados (*estado 1- cheia*). Neste caso foram selecionadas as três classes com maior número de espectros, e que por isto representam bem a resposta espectral das águas da planície neste estado. Como no período das coletas do *estado 3*, apesar da concentração de partículas inorgânicas terem reduzido 4,7 vezes em relação ao *estado 2*, as mesmas ainda dominam a resposta espectral das águas da planície. Em função disto, a Figura 8.4-(c) também apresenta a imagem em nível de cinza, resultante da interpolação por krigagem ordinária, da variação espacial do TSS ao longo da planície para o *estado 3*.

A classe espectral 5 (Figura 8.4-(b)- pontos lilases) apresenta espectros com forma similar aos das classes espectrais 1 e 3 do *estado 2* (Figura 8.3-(b)), não apresentando feições características bem definidas entre 400 e 700 nm, e com um crescimento quase linear da reflectância, característica de alta concentração de sólidos em suspensão. Nove dos dez espectros da classe 5, estão sobre a massa de água classificada como MACPI (muito alta concentração de partículas inorgânicas- cor laranja), localizada a oeste da planície. Este resultado está em concordância com o resultado apresentado na Figura 5.22 (Capítulo 5), que mostra que a classe 5 possui a maior concentração TSS entre as seis classes espectrais do *estado 3* (193,9 mg/l). A região oeste da Figura 8.4-(c), elipse azul, como era de se esperar, reflete esta condição, apresentando tons de cinza mais claros, devido a maior concentração de TSS.

As classes espectrais 3 e 4, com concentrações de 106,7 e 78,8 mg/l de TSS respectivamente, ilustram a condição de transição do *estado 3*, com a redução de TSS. Os gráficos com os valores digitais médios das bandas TM/Landsat nas massas de água também refletiram a mudança do *estado 2* para o *estado 3*. Observa-se no *estado 3*, que o efeito de absorção da água a partir de 700 nm, pode ser identificado pela redução do nível digital médio da banda TM4 em relação a TM3. No *estado 2*, Figura 8.3-(a), esse efeito de absorção da radiação pela água, foi mascarado pela concentração muito alta de sólidos em suspensão, e a redução do nível digital médio entre as bandas TM4 e TM3, não ocorre.

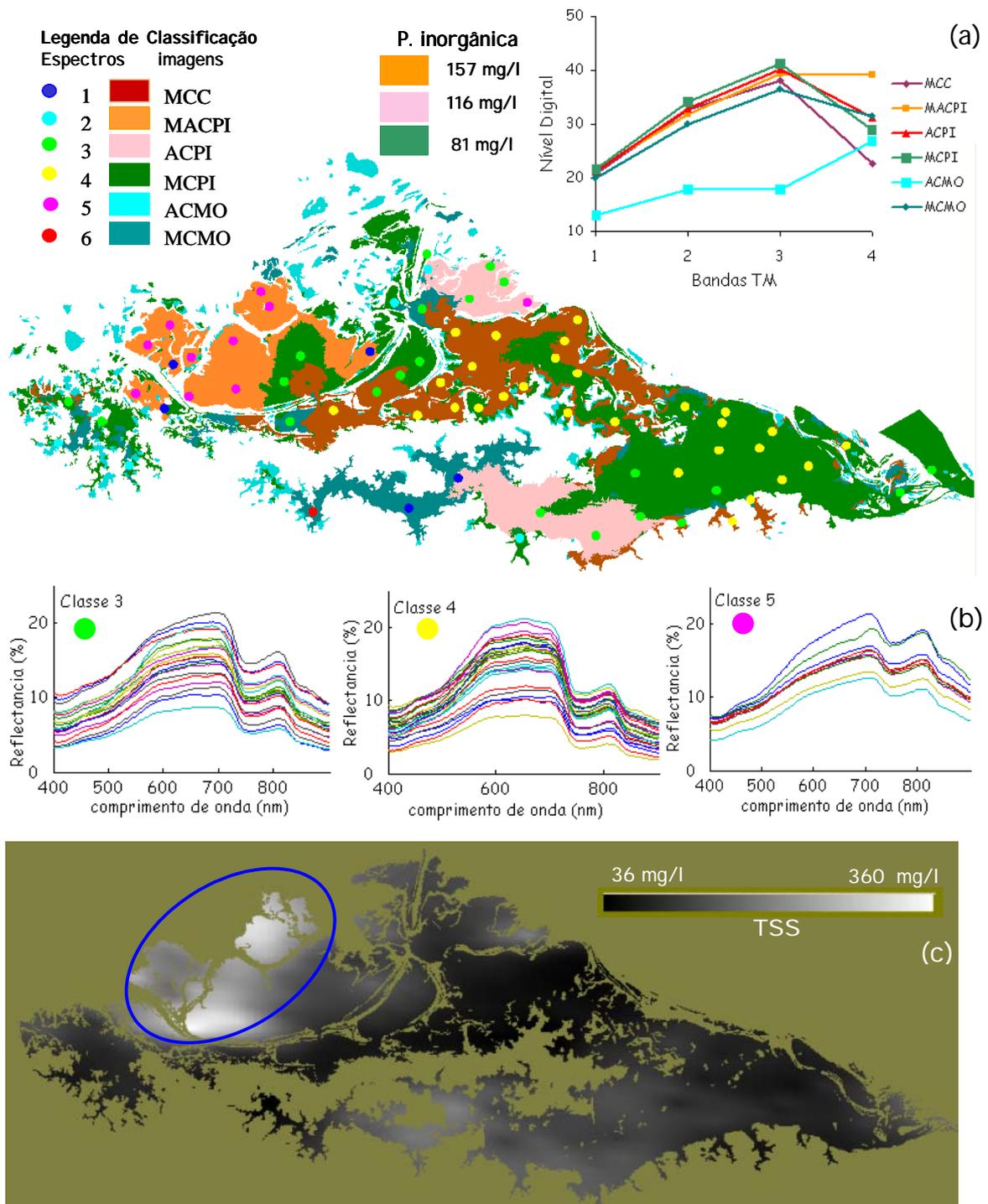


FIGURA 8.4 – Síntese integrada dos principais resultados que caracterizaram o estado 3.

Estado 1 (cheia)

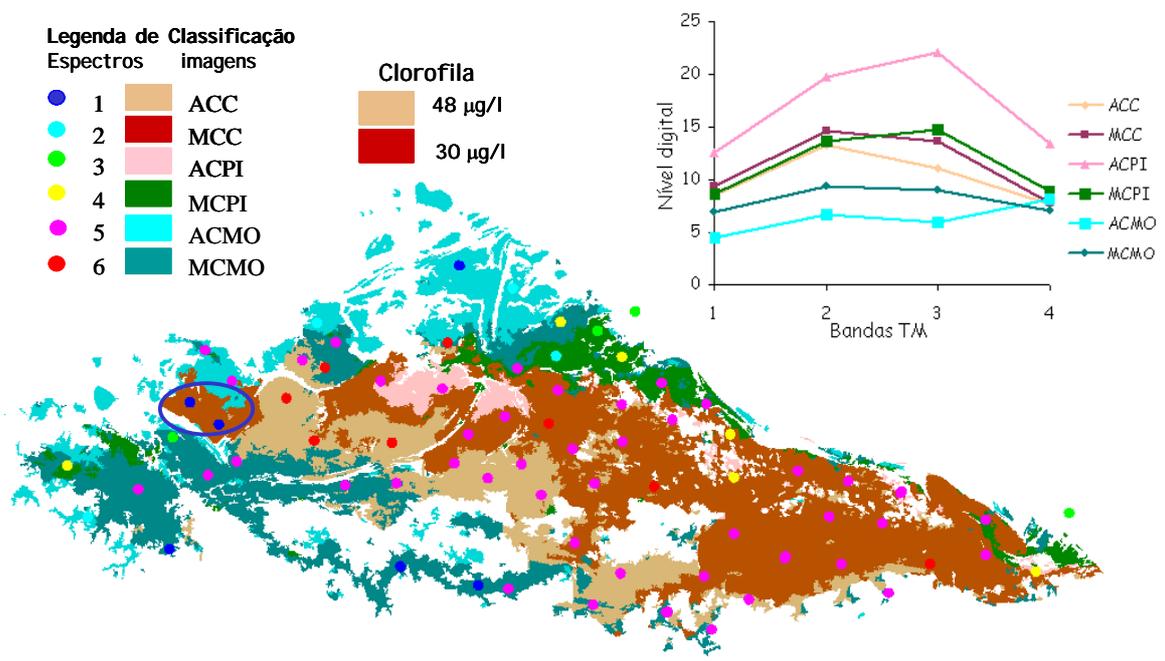
A Figura 8.5 apresenta, para o *estado 1*, a mesma seqüência de resultados apresentados nas Figuras 8.3 e 8.4 . Das três classes espectrais selecionadas (Figura 8.5-(b)), duas delas (classe 5 e classe 6) agrupam o maior número de espectros, sendo portanto representativas do comportamento espectral de boa parte das massas de água no *estado 1*. A terceira, classe 1, foi escolhida por apresentar as menores reflectâncias entre as seis classes. Como o *estado 1* é caracterizado por predominância de clorofila na maior parte da planície, a imagem em nível de cinza, resultante da interpolação por krigeagem ordinária, mostra a variação espacial da clorofila na planície (Figura 8.5-(c)).

Os espectros da classe 1, com reflectância máxima de 3%, foram obtidos em regiões marginais, inundadas principalmente por águas claras e pretas, com baixa concentração de partículas inorgânicas suspensas e concentração significativa de matéria orgânica dissolvida. Tanto o baixo TSS quanto a presença de matéria orgânica dissolvida contribui para a baixa reflectância. Entretanto, dois espectros da classe 1, ocorreram em massas de água classificadas como de média concentração de clorofila (MCC), elipse azul na Figura 8.5-(b). Apesar da concentração média de clorofila da classe 1 ter sido de 19 µg/l, verificou-se na base de dados integrada (ambiente SIG), que nas posições desses dois espectros, as concentrações de clorofila foram de 33 e 37 µg/l, o TSS ficou entre 9 e 10 mg/l, e o COD entre 12 e 13 ppm. Com esta relação de baixa concentração de TSS e média concentração de clorofila, a reflectância fica baixa, mas os efeitos da presença de clorofila apareceram tanto na imagem TM/Landsat (água de cor verde) quando nas feições de absorção na curva espectral (Figura 8.5-(b), setas vermelhas).

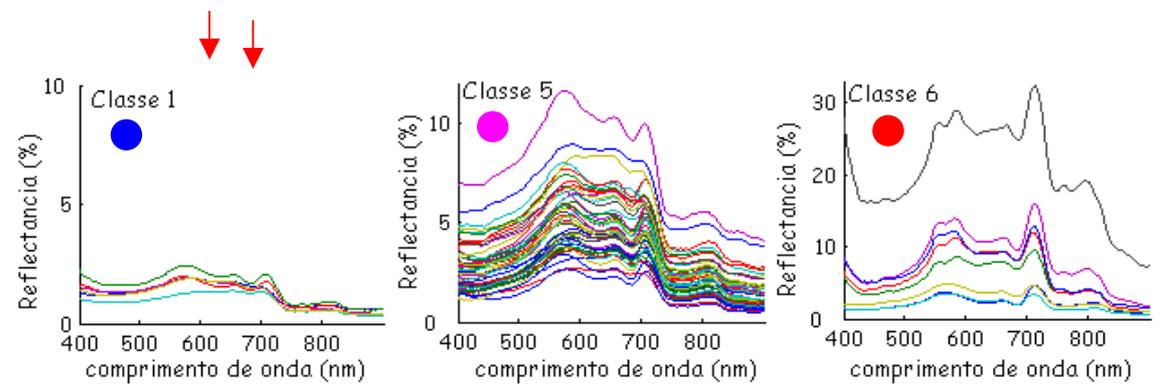
Os espectros das classes 5 e 6, que na Figura 5.23 (Capítulo 5) apresentaram as duas maiores concentrações de clorofila, ocorrem na sua maioria sobre as massas de água classificadas com de MCC e ACC, apesar das medidas terem sido realizadas em 2004 e a imagem TM/Landsat ser de 2003. Isto confirma mais uma vez que o padrão de circulação da água se repete a cada ciclo hidrológico anual. Na classe 6, onde a concentração média de clorofila foi da ordem de duas vezes a da classe 5, observa-se

principalmente uma maior diferença entre o ponto de absorção em torno de 680 nm e o ponto de reflectância em torno de 710 nm.

O gráfico com os valores digitais médios mostra que em áreas delimitadas como ACC e MCC, os valores médios da banda TM2/Landsat (região do verde) foram maiores do que os valores médios da banda TM3/Landsat (região do vermelho). Este resultado está consistente com a forma dos espectros de campo das classes espectrais mostradas na Figura 8.5-(b), pois a significativa concentração de clorofila, que está presente na água, provoca uma maior reflectância na região do verde. Esta consistência mostra que os dados orbitais não só capturaram as diferentes massas de água como também validam os resultados da classificação digital.



(a)



(b)

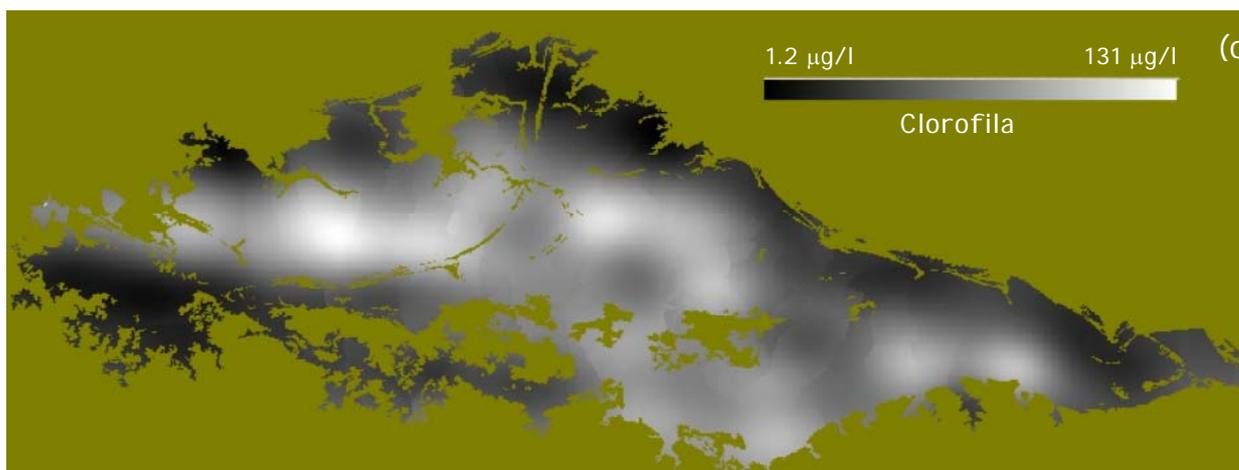


FIGURA 8.5 – Síntese de resultados do estado 1.

Estado 4 (vazante).

A Figura 8.6, apresenta os resultados integrados para o *estado 4*. A campanha do *estado 4* foi a primeira das quatro campanhas⁴³ a ser realizada. Nesta campanha só foi possível realizar medidas espectrais em uma parte da planície (elipse azul na Figura 8.6-(a)), devido a problema de mau funcionamento do espectro-radiômetro. Entretanto, as demais medidas foram realizadas em toda a planície. As três classes espectrais selecionadas (Figura 8.6-(b)) foram as que agruparam o maior número de espectros. O *estado 4*, como o *estado 1* (cheia), também é caracterizado por predominância de clorofila na maior parte da planície. Em função disto, a Figura 8.6-(c) mostra a variação espacial da clorofila na planície através da imagem em nível de cinza, resultante da interpolação por krigeagem ordinária.

Embora o *estado 4* seja caracterizado por predominância de clorofila, ele também apresenta uma concentração média significativa de sólidos em suspensão, pois neste período ocorre a transição da condição de predominância de clorofila (*estado 1*) para a condição de predominância de partículas inorgânica (*estado 2*). Ou seja, no *estado 4* ocorre uma transição inversa a do *estado 3*. As diferenças de resultados obtidos a partir da imagem (aquisição instantânea), e os obtidos a partir dos dados de campo (adquiridos

⁴³ Uma campanha experimental foi realizada, em junho de 2002, com o objetivo de avaliar a viabilidade do estudo.

em vários dias), refletem bem esta dinâmica de transição do sistema. Por exemplo, as classes espectrais 3 e 6 possuem praticamente a mesma concentração média de clorofila (63 e 62 $\mu\text{g/l}$ respectivamente), mas uma diferença média de 30 mg/l de sólidos em suspensão. Observa-se na Figura 8.6-(a) que espectros da classe 3 (pontos verdes) ocorreram tanto sobre massas de água com predominância de clorofila quanto em massas com predominância de partículas inorgânicas. Já para a classe 6, esta diferença foi menor, com somente três espectros ocorreram em massas de água com predominância de partículas inorgânicas.

Uma situação complementar ocorre para as classes 5 e 6. Neste caso as duas classes possuem praticamente a mesma concentração média de TSS (52 e 55 mg/l respectivamente), mas a concentração de clorofila é de 30 $\mu\text{g/l}$ a mais na classe 5 (91 e 61 $\mu\text{g/l}$). Neste caso, pode-se observar que todos os espectros da classe 5 (pontos lilases), estão sobre massas de água com predominância de clorofila. Estes dois exemplos mostram não só esta característica de transição durante o estado 4, mas também que esta transição é lenta, com as massas de água oscilando em torno de valores médios.

Como no caso do estado 1, o gráfico com os valores digitais médios mostra que em áreas delimitadas como ACC e MCC, os valores médios da banda TM2/Landsat (região do verde) foram maiores do que os valores médios da banda TM3/Landsat (região do vermelho), caracterizando o efeito da alta concentração de clorofila deste estado.

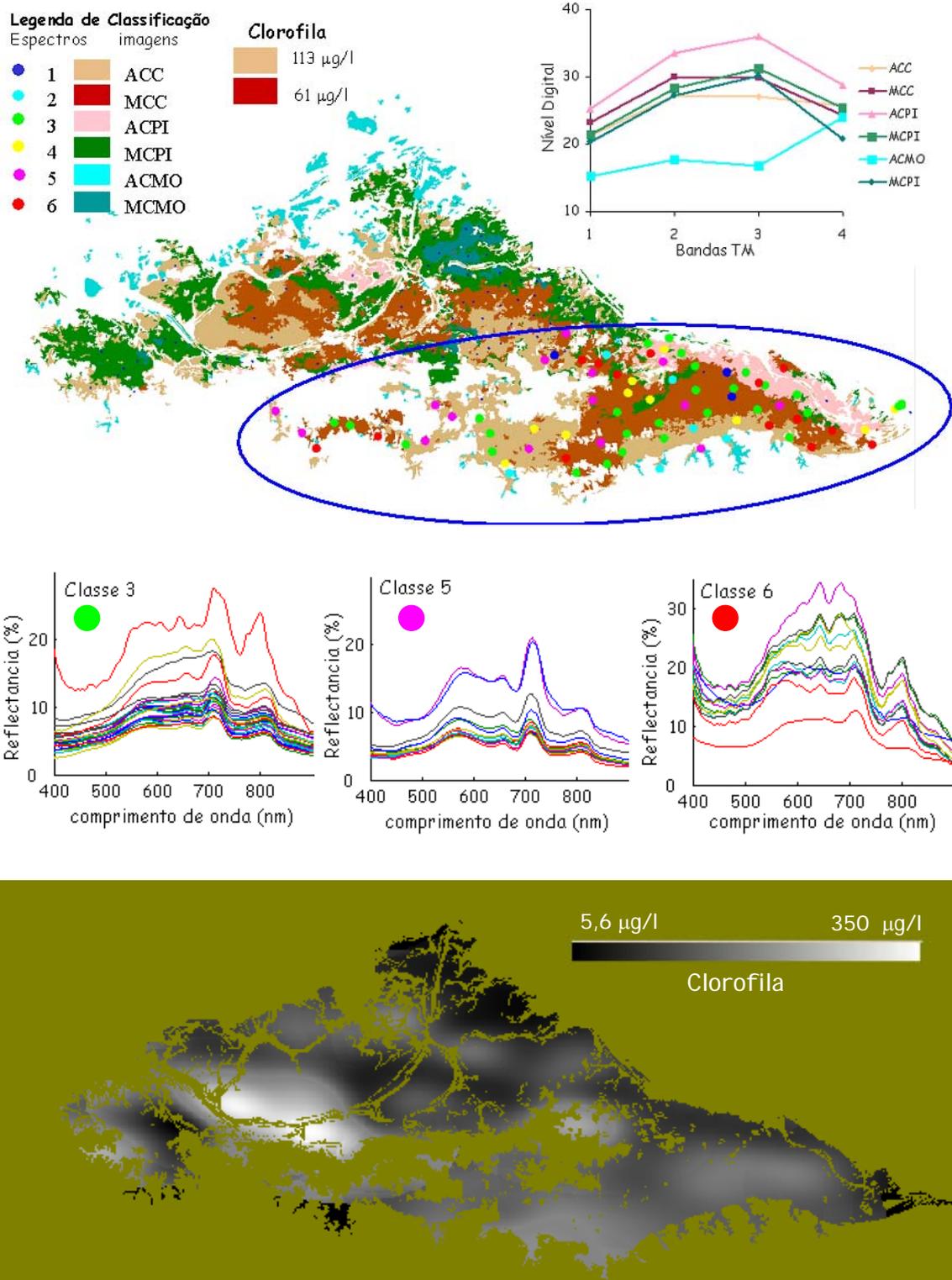


FIGURA 8.6 – Síntese de resultados do estado 4.

8.4 Modelo Conceitual da Dinâmica de Circulação de Água na Planície de Curuai

A partir do conhecimento adquirido durante as análises realizadas, propõe-se o seguinte modelo conceitual para a dinâmica de circulação de água pela planície de Curuai:

A enchente do rio Tapajós inicia-se em outubro antes que o Amazonas atinja a sua cota mínima (novembro) em Curuai (Costa, 2000). Com isso, ocorre um aumento do nível de água da água à jusante de Curuai devido ao aumento de vazão do Tapajós. Isto provoca a penetração da água do Rio Amazonas na planície do Curuai, a partir de canais localizados à jusante do lago (margem leste da planície). Esta direção de fluxo de leste para oeste permanece até que a cota do rio Amazonas atinja aproximadamente 720 cm.

Neste período, estes canais da margem leste são os principais pontos de aporte de água do rio para a planície. A partir da cota de 720 cm, que pode ser alcançada entre o final de fevereiro e início de março, o aporte passa a ocorrer em grande volume pelos igarapés localizados ao longo da margem norte e oeste da planície. Este processo continua até o sistema entrar em equilíbrio ao atingir a cota máxima anual (entre o final de maio e o início de junho), quando então, as águas continuam a entrar pelos igarapés e a sair pelos canais da margem leste.

Ao atingirem a planície, em diferentes etapas do pulso de inundação, estas águas se espalham tendo como principal forçante o relevo do fundo dos lagos e da planície. A Figura 8.7-a mostra que uma barreira natural (linha verde tracejada) divide a planície em duas regiões distintas: uma região norte/oeste e outra leste/sul. Uma área de conexão, formada por dois canais (retângulo branco-Figura 8.7-a), liga as duas regiões. Na Figura 8.7-a, linhas cor laranja mostram a direção preferencial de escoamento ao longo da planície, durante a fase inicial da enchente.

A água com fluxo de leste para oeste vai ocupando as áreas mais baixas, formando uma corrente nesta direção ao longo do paleo-canal mostrado no Capítulo 6 (Figura 6.14), penetrando por mais de 60 km nesta direção da planície. Numa segunda etapa, águas do rio Amazonas passam a penetrar pelos igarapés, conforme ilustra as setas vermelhas da Figura 8.7-b, até que o sistema planície/rio atinja o equilíbrio, e as águas do rio passem

a utilizar a planície como atalho. Durante esta etapa de equilíbrio e vazante, a direção preferencial de escoamento ao longo da planície, se inverte, passando a escoar de oeste para leste, pois as massas de água que atingem a planície ao longo das margens oeste e norte, setas vermelhas na Figura 8.7-b, encontram uma barreira natural e para se deslocarem para margem leste e saírem da planície, precisam contornar esta barreira.

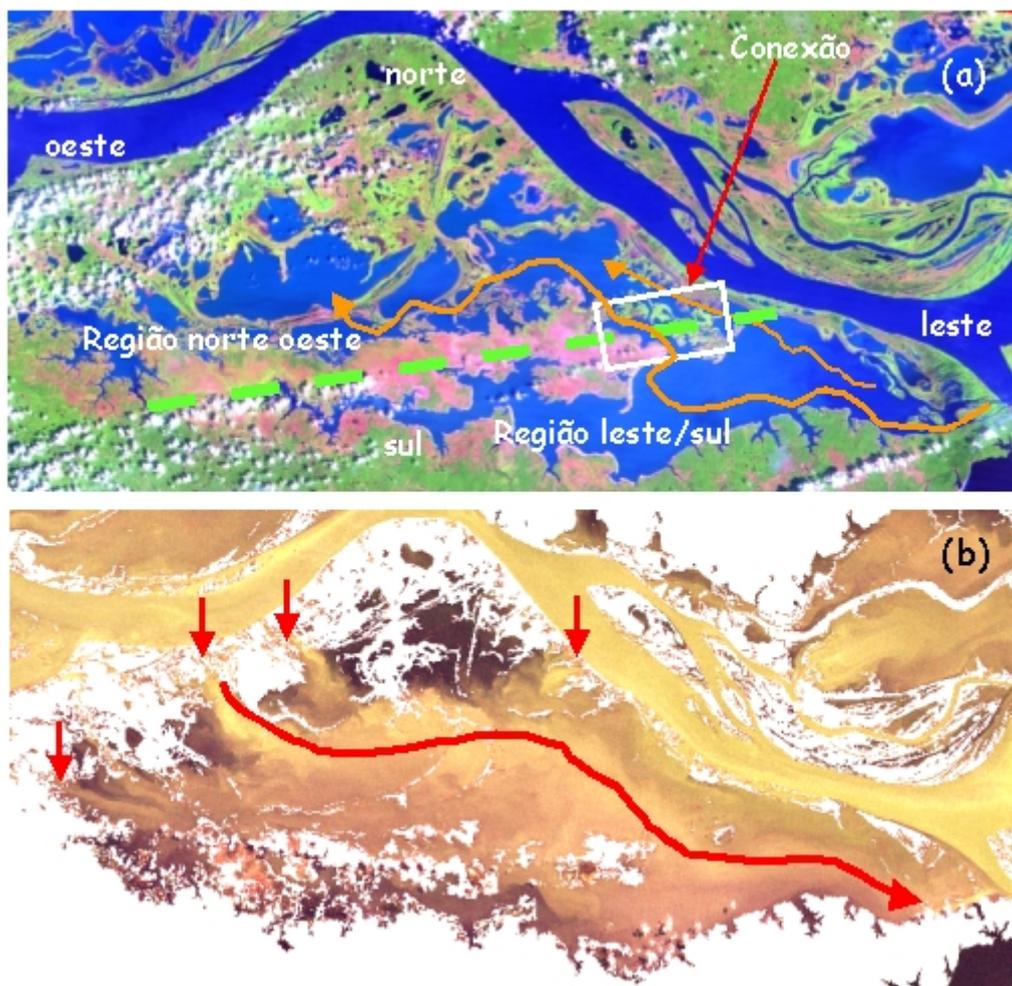


FIGURA 8.7 – Imagens TM/Landsat da planície de Curuai. (a) direção preferencial de escoamento, durante início da enchente (b) direção preferencial de escoamento, durante a cheia e vazante.

Em termos de composição, durante água baixa, a planície com uma profundidade média de 80 cm, apresenta uma concentração de sólidos em suspensão de 7,7 vezes a concentração do rio Amazonas, devido ao processo de ressuspensão. Com a subida do nível da água, a ressuspensão se reduz, e os sólidos em suspensão da água que atingem

a planície, se depositam, em consequência da redução da velocidade e do atrito causado pela vegetação das margens. Com a maior transparência da água, ocorre um aumento gradual da produtividade primária do fitoplâncton que culmina no período de vazante, quando a água do lago se encontra enriquecida pelos nutrientes trazidos pelo pulso do Rio Amazonas.

8.5 Conclusões

A adoção de quatro estados, caracterizados pela dinâmica do nível de água na planície (estabilidade e instabilidade), se mostrou adequada para descrever a dinâmica do sistema planície de Curuai/rio Amazonas. Foi a partir desta adoção que se definiu toda a estratégia para amostragem e análise do sistema.

A integração dos dados mostrou que independente de sua natureza eles são altamente complementares e permitem a identificação dos processos básicos que controlam a circulação e a qualidade das massas de água da planície ao longo do ciclo hidrológico. Por exemplo, dados limnológicos permitiram caracterizar a dinâmica de composição da água, enquanto os espectrais permitiram observar os efeitos desta dinâmica na resposta espectral das massas de água. A análise conjunta destes dados nos quatro estados definidos para o sistema, permitiu identificar e descrever alguns efeitos do pulso de inundação na planície. Já o conjunto de imagens orbitais, permitiu delimitar as diferentes massas homogêneas de água, que foram posteriormente caracterizadas pelos dados limnológicos e espectrais.

A partir desta análise integrada, pode-se observar que processos básicos que controlam a circulação da água são condicionados tanto pela altura e dinâmica do pulso de inundação do rio Amazonas quanto pela alternância entre vazante e enchente entre o rio Amazonas e seus tributários.

CAPÍTULO 9

CONSIDERAÇÕES FINAIS E SUGESTÕES

Quanto à Hipótese da Pesquisa

Os resultados da pesquisa permitem aceitar a hipótese levantada de que a variação espaço-temporal de massas de água opticamente distintas presentes na planície de inundação pode ser delimitada e caracterizada em imagens ópticas adquiridas em diferentes níveis da água, independentemente do ano de aquisição. Os resultados também confirmam a importância do pulso de inundação do rio Amazonas como a principal função de força a modular a distribuição espacial e temporal das massas de água da planície do Lago Grande de Curuai.

Quanto as Questões Básicas

Ao término dessa pesquisa foi possível responder, portanto, às questões básicas formuladas no primeiro Capítulo, e concluir que existe um padrão espacial recursivo de circulação de água pela planície, controlado pela dinâmica do pulso de inundação. Esse padrão pode ser identificado e caracterizado através de imagens ópticas, com resolução espacial e temporal, similares a do sensor TM/Landsat adquiridas em distintos ciclos hidrológicos.

Quanto à Metodologia Adotada

Os procedimentos de planejamento e aquisição de dados de campo mostraram-se adequados pois permitiram o levantamento de um grande volume de dados, de grande relevância para a avaliação da hipótese de trabalho num curto período de tempo.

A metodologia desenvolvida para testar essa hipótese mostrou-se robusta, pois permitiu o levantamento, organização e integração de um grande volume de dados, de diferentes naturezas. A organização desses dados numa única base geográfica e georreferenciada foi essencial para a análise conjunta de dados distintos permitindo a aplicação de uma

grande variedade de métodos analíticos tais como krigeagem, mapeamento por ângulo espectral, segmentação, entre outros.

A existência de um banco de dados geográficos também permitiu o cotejo entre conhecimentos derivados de dados de diferentes naturezas (séries históricas de cotas e imagens orbitais, curvas espectrais e medidas limnológicas de campo, perfis batimétricos) para gerar novas informações levando à convergência de evidências sobre a natureza dos fenômenos estudados.

A análise de modelos Loess e agrupamento temático mostraram-se eficazes para a identificação e descrição da dinâmica espaço-temporal da composição das massas de água da planície de Curuai. A análise variográfica complementada pela espacialização por krigeagem permitiu a identificação de padrões espaciais dos dados limnológicos num formato passível de comparação com os dados de imagens de satélite.

A classificação por ângulo espectral se mostrou adequada como ferramenta para discriminação da resposta espectral de corpos de água com concentrações distintas porém próximas. Os resultados da classificação por ângulo espectral permitem ordenar as classes distintas de água numa seqüência de transição em função das formas espectrais, minimizando os efeitos que a geometria de aquisição possa ter sobre as amostras.

A metodologia utilizada para a análise das três séries históricas de imagens do sensor TM/Landsat se mostrou adequada para a caracterização da dinâmica das massas de água, comprovando a relação estreita entre as concentrações de componentes opticamente ativos medidos em campo e as classes temáticas identificadas com base na resposta espectral da água.

O desenvolvimento de uma metodologia operacional de aquisição e processamento de dados batimétricos representa uma contribuição dessa pesquisa que transcende aos resultados aqui apresentados. Essa metodologia implementada poderá ser utilizada em outros estudos dessa natureza.

No tocante ao estudo da circulação da água na planície, a análise dos dados batimétricos revelou que as diferenças de estimativa do volume de água com base no modelo batimétrico e nos dados médios de profundidade da planície foram da ordem de 16 %, indicando que esse método talvez poderá ser estendido para outras seções da planície do médio Amazonas utilizando modelos simplificados.

O conhecimento gerado durante essa pesquisa permitiu a formulação de um modelo conceitual de circulação da água na planície. Esse modelo servirá de base para a implementação de um modelo numérico para a simulação das massas de água em função do pulso de inundação que possa ser estendido para outras seções da planície do médio Amazonas. A relevância da implementação de um modelo como o aqui proposto reside em que sua parametrização estará amplamente apoiada em dados de sensoriamento remoto.

Ao término dessa pesquisa uma série de questões ainda permanecem em aberto e deverão ser objeto de investigação futura tais como:

- 1) Em que medida o modelo conceitual desenvolvido para a planície do Lago Grande de Curuai pode ser aplicado para outras seções da planície como, por exemplo, as do baixo curso sujeitas a efeitos de maré?
- 2) Em que medida as proporções de massas de água determinadas para os diferentes estados se repetem em outras seções da planície?
- 3) Em que medida, a incorporação de imagens de outros sensores como o MODIS permite uma caracterização mais refinada do processo de recorrência dos estados nessa Seção da planície e em toda a planície?

Recomendações

Em face dessas questões, um conjunto de atividades no contexto do projeto 2003/06999-8 da FAPESP que não puderam ser realizadas em função das exigências naturais de um programa acadêmico de pesquisa, continuam em andamento.

Por exemplo, a proposta inicial desse projeto de pesquisa era de integrar dados do sensor MODIS/Terra e MODIS/Aqua no sentido de ampliar a frequência de aquisição de dados de sensoriamento remoto orbital de modo a caracterizar as condições da planície entre estados sucessivos. As restrições de tempo para a realização da pesquisa impediram que essa etapa fosse realizada. Entretanto, a confirmação da hipótese do trabalho, torna a implementação de um método de incorporação de dados MODIS fundamental para estudos futuros, principalmente tendo em vista que para alguns estados do sistema (estado 3 e 4) por exemplo, a dinâmica é muito mais intensa. Além disso, as características radiométricas dos dados MODIS (12 bits) o tornam potencialmente mais sensíveis as variações sutis na reflectância da água, sugerindo um maior potencial para discriminar a presença da clorofila em águas com alta concentração de partículas inorgânicas dissolvidas. A análise preliminar de dados MODIS disponíveis realizadas durante essa pesquisa, demonstrou, contudo, que o simples uso de segmentação e classificação visual como a aqui empregada não é adequado devido a contaminação por nuvens, brumas, a problemas radiométricos em algumas das bandas (Shimabukuro, comunicação pessoal). Resultados preliminares de Novo et al. (2005) sugerem que esses problemas podem ser contornados a partir do uso de modelo linear de mistura.

É de extrema relevância para que esses resultados sejam estendidos a outros segmentos da planície de inundação que a abordagem adotada para a planície do Lago Grande de Curuai seja implementada com imagens de amplo campo de visada, como as imagens MODIS, uma vez que permitem a aquisição de instantâneos de amplas faixas da planície. A pequena largura de faixa de imageamento das imagens TM/Landsat limitam seu uso ao estudo de seções específicas da planície.

Tendo em vista a futura disponibilidade da câmara AWFI nos satélites CBERS 3 e 4, uma linha de investigação a ser perseguida visará também a avaliação daqueles dados, e dos dados WFI/CBERS-2 no estudo da dinâmica das águas com alta concentração de partículas inorgânicas, facilmente detectáveis na região espectral do vermelho e infravermelho próximo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allee, R. J.; Johnson, J. E. Use of satellite imagery to estimate surface chlorophyll a and Secchi disc depth of Bull Shoals Reservoir, Arkansas. **International Journal of remote sensing**, v.20, n.6, p.1057-1072, 1999.
- André J. M.; Morel, A. Atmospheric corrections and interpretation of marine radiances in CZCS imagery, revisited. **Oceanologica Acta**, v.14, n.1, p. 3-22. 1991.
- Anselin, L. Interactive techniques and exploratory spatial data analysis. In: Longley, P.; Goodchild, M.; Maguire, D.; Rhind, D. (eds.). **Geographical information systems: principles, techniques, management and applications**. New York: Wiley, 1999. p. 251–264.
- Ayres, J. M. **As matas de várzea do Mamirauá: Médio Rio Solimões**. Brasília:MCT-CNPq; Sociedade Civil Mamirauá,1995
- Bailey, T. C.; Gatrell, A. C. **Interactive spatial data analysis**. Essex: Longman Scientific & Technical, 1995.
- Barbosa, F.A.R. **Variações diurnas de parâmetros limnológicos básicos e da produtividade primária do fitoplâncton na lagoa carioca – Parque Florestal do Rio Doce – MG**. 1981. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1981.
- Barbosa, C.C.F.; Novo, E.M.L.M.; Costa, M. Remote Sensing for Sampling Station selection in the study of water circulation from river system to and Amazon floodplain lakes: a methodological proposal. In: Conferência Científica Internacional do Experimento LBA II, 2002, Manaus(AM). In: International LBA Scientific Conference. **Proceedings...** Disponível em <<http://lba.cptec.inpe.br/lba-conf-manaus02-en/>> Acesso em: 16 fev. 2007.
- Barbosa, C.; Hess L.; Melack J.; Novo, E.; Gastil, M.; Dutra L. "Mapping Amazon Basin Wetlands Through Region Growing Segmentation and Unsupervised Region Classification of JERS-1 Data" In: International Symposium on Monitoring, Prediction and Mitigation of Disasters by Satellite Remote Sensing, 1., Hyogo, Japan: Kyoto University, 2004a. p.131-139.
- Barbosa, C.C.F.; Novo, E.M.L.M.; Filho, W.P.; Carvalho, J.C. Planejamento e execução das campanhas de campo na planície de curuai para estudo da dinâmica de circulação da água entre sistemas lóticos, lênticos, e a planície de inundação amazônica. 2004. 45p. (INPE-11483-NTC/365). Nota Técnica (Relatório FAPESP) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2004b.
- Batista, G.T.; Medeiros, J.C.; Mello, E.M.K.; Moreira, J.C.; Bins, L.S. A new approach for deforestation assessment. International Symposium on Resource and Environmental Monitoring, Rio de Janeiro, Brazil. Rio de Janeiro: ISPRS Commission VII, 1994. p.170-174
- Baume. J.P. Hydrodynamic 1D model of the Amazon River applied to the sediment transport. **Geophysical Research Abstracts**, v.5, European Geophysical Society 2003.

- Bins, L.S.; Erthal, G.J.; Fonseca, L.M.G. Um metodo de classidicacao nao-supervisionada por regioes. In: Symposium on Graphic Computation and Image Processing, 6., Recife. **Proceedings of Brazilian Symposium on Graphic Computation and Image Processing**. 1992. pp. 65-68.
- Bins, L.S.; Fonseca, L.M.G.; Erthal, G.J.; Mitsuo, F. Satellite imagery segmentation: a region growing approach. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. 8, Salvador, Bahia, Brasil. INPE, 1996. p. 677-680
- Bonham-Carter, G.F. **Geographic Information Systems for Geoscientists: Modelling with GIS**. Oxford: Pergamon, 1994.
- Braga, C. Z. F. **Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da concentração de clorofila-a, transparência e profundidade da água na Lagoa de Araruama, RJ**. 1999. p.160, (INPE-7261-TAE/41). Tese (doutorado em Geociências) - Universidade Federal Fluminense, 1999.
- Bricaud, a.; Morel, A.; Prieur, L. Absorption by dissolved organic matter of the sea (yellow substance) in the UV and visible domains. **Limnology. Oceanography**, v.26, n.1, p 43-53, 1981.
- Burrough, P. A.; McDonnell, R.A. **Principles of geographical information systems**. Oxford: Oxford University Press, 1998.
- Burrough, P. A. **Principles of geographical information systems for land resources assessment**. Oxford: Clarendon Press, 1998
- Camargo, E. C. G. **Desenvolvimento, implementação e teste de procedimentos geostatísticos (krigeagem) no sistema de processamento de informações georeferenciadas (SPRING)**. (1997, 106 p, INPE 6410-TDI/620) Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1997
- Carder, K. L.; Steward, R. G.; Harvey, G. R. Marine humic and fulvic acids: Their effects on remote sensing of ocean chlorophyll. **Limnology. Oceanography**, v.34, n.2, p 68-81, 1989.
- Chen, Z.; Curran, P. J., Hansom, J. D. Derivative Reflectance Spectroscopy to Estimate Suspended Sediment Concentration. **Remote Sensing of Environment**, v.40, p.67–77, 1992.
- Clark D.K.; Gordon, H.R.; Voss, K.; Ge, Y.; Broenkow, W.; Trees, C. Validation of atmospheric correction over the oceans. **Journal of Geophysical Research**, v.102, n.14, p 209-212, 1997.
- Coe, M.T. A linked global model of terrestrial hydrologic processes: Simulation of modern rivers, lakes, and wetlands. **Journal of Geophysical Research**, v.103, n.8, p 8885-8899, 1998.
- Coe, M.T. Modeling terrestrial hydrological systems at the continental scale: Testing the accuracy of an atmospheric GCM. **Journal of Climate**, v.13, p.686-704, 2000.

Costa, M. P. O. **Estimativa de clorofila a em água costeira utilizando dados do sensor TM/LANSAT** São José dos Campos, 1992. p.95, (INPE-6127-TDI/588). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São Jose dos Campos. 1992.

Costa, M. **Net primary productivity of Aquatic Vegetation of the Amazon Floodplain: a Multi-SAR Satellite Approach**, Victoria (Ca), 2000. p.230, Tese de doutorado. University of Victoria, Canada. 2000.

Curran, P. J.; Novo, E. M. M. The relationship between suspended sediment concentration and remotely sensed spectral radiance: a review. **Journal of Coastal Research**, v.4, n.3, p.351-368, 1988.

Davies-Colley, R. J.; Vant, W. N. Absorption of light by yellow substance in freshwater lakes. **Limnology. Oceanography**, v.32, n.2, p.416-425, 1987.

Dekker, A.G.; Malthus, T. J.; Seyhan, E. Quantitative Modeling of Inland Water Quality for High-Resolution MSS Systems. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**. v.29, n.1., p.89-95, 1991

Dekker, A G. **Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing**, Amsterdam, 1993. p.260, PhD theses, Free University, Amsterdam, 1993.

Dekker, A.G.; Malthus, T. J.; Hoogenboom, H. J. The Remote Sensing of Inland Water Quality. In: Danson, F. M., Plummer, S. E. **Advances in Environmental Remote Sensing**. England: John Wiley & Sons. 1995. p.123-142

Dekker, A.G.; Vos, R. J.; Peters, S. W. M. Analytical algorithms for lake water TSM estimation for retrospective analyses of TM and SPOT sensor data. **International Journal of remote sensing**, v.23, n.1, p.15-35, 2002.

Demetriades-Shah, T. H.; Steven, M. D.; Clark, J. A. High Resolution Derivative Spectra in Remote Sensing. **Remote Sensing of Environment**, v.33, n.1, p.55-64 , 1990.

Devol, A. H.; Richey, J. E.; Clark, W. A.; King, S. L.; Martinell, L. A. Methane Emissions to the troposphere from the Amazon floodplain. **Journal of Geophysical Research**, v.93, n.D2, p.1583-1592, 1988.

Doxaran, D.; Froidefond, J. M.; Lavender, S.; Castaing, P. Spectral Signature of Highly Turbid Waters Application with SPOT Data to Quantify Suspend Particulate Matter Concentrations, **Remote Sensing of Environment**, v. 81, n.1, p.149-161, 2002.

Dunne, T.; L.A.K. Mertes; R.H. Meade; J.E. Richey; B.R. Forsberg. Exchanges of sediment between the flood plain and channel of the Amazon River in Brazil. **Geological Society of American Bulletin**, v.110, n.4, p.450-467, 1998.

Durand, D.; Pozdnyakov, D.; Cauneau, F.; Sandven, S.; Wald, L. Characterization of Inland and Coastal water with space sensors. Final report, Nansen Environmental and Remote Sensing Center (NERSC), 1999.

American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19 ed. New York: Apwa, Awwawpc, 1995.

Engle, D.; Melack J.M. Consequences of riverine flooding for seston and the periphyton of floating meadows in an Amazon floodplain lake. **Limnology. Oceanography**, v.38, n.7, p.1500-1520, 1993.

Esteves, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

Felgueiras, C. A.; Goodchild, M. F. "Two Papers on Triangulated Surface Modeling. National Center for Geographic Information and Analysis, Santa Barbara, California, USA. 1995. (Technical Report 95-2/NCGIA)

Forsberg, B.R.; Hashimoto, Y.; Rosenqvist, A.; Pellon de Miranda, F. Tectonic fault control of wetland distributions in the Central Amazon revealed by JERS-1 radar imagery. **Quaternary International**, v.72, p.61-66, 2000.

Forsberg, B.R.; Devol, A.H.; Rickey, J.E.; Martinelli, L.A.; Santos, H. Factors controlling nutrient concentrations in Amazon floodplain lakes, **Limnology Oceanographic**, v.33, n.1, p.41-56, 1988.

Forster B. C.; Xingwei, S.; Baide, X. Remote sensing of sea water quality parameters using Landsat-TM. **International Journal of remote sensing**, v.14, n.15, p.2759-2771, 1993.

Fraser R.S.; Mattoo, S.; Yeh, E.; McClain, C. Algorithm for atmospheric and glint corrections of satellite measurements of ocean pigment. **Journal of Geophysical Research**, v.102, n.D14, p.107-118, 1997.

Furch, K. Water chemistry of the Amazon basin: the distribution of chemical elements among freshwaters. In: Sioli, H. **The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin**. Dordrecht: Dr. W. Junk Publ, 1984. p. 167-199.

Galvão, L. S.; Ponzoni, F. J.; Waterloo Filho, P.; Abdon, M. M.; Silva, J. S. V.; Novo, E. M. L. M. Caracterização de Lagoas e Fisionomias de Cerrado no Pantanal, Sub-Região de Nhecolândia (MS), Através de Sensoriamento Remoto Multiespectral e Hiperespectral. Projeto Fapesp. 2001.

Galvão, L. S.; Pereira Filho, W.; Abdon M.M.; Novo. E.M.M.L; Silva J.S.V.; Ponzoni F.J. Spectral reflectance characterization of shallow lakes from the Brazilian Pantanal wetlands with field and airborne hyperspectral data. **International Journal of remote sensing**, v.24, n.21, p.4093-4112, 2003.

Gitelson, A. The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. **International Journal of remote sensing**, v.13, n.17, p.3367-3373, 1992.

Goodin, D. G.; Han, L.; Fraser, R. N.; Rundquist, C.; Stebbins, W. A.; Schalles, J. F. Analysis of Suspended Solids in Water using Remotely Sensed High Resolution Derivative Spectra. **Photogramm. Engineering Remote Sensing**. v.59, n.4, p.505-510, 1993.

- Goovaerts, P. **Geostatistics for natural resources evaluation**. New York: Oxford University Press, 1997.
- Gordon, H. R.; McCluney, W. R. Estimation of depth of sunlight penetration in the sea for remote sensing. **Applied Optics**, v.14, n.2, p.413-416, 1975.
- Gordon H. R. Removal of atmospheric effects from satellite imagery of the oceans. **Applied Optics**, 17, n.10, p.1631-1636, 1978.
- Gordon H. R.; Wang, M. Surface-roughness considerations for atmospheric correction of ocean color sensors. I: The Rayleigh-scattering component. **Applied Optics**, v.31, n.21, p.4227-4260, 1992.
- Gordon H. R.; Wang, M. Retrieval of water-leaving radiance and aerosol optical thickness over oceans with SeaWiFS: a preliminary algorithm. **Applied Optics**, v.33, n.3, p.443-452, 1994.
- Han, L.; Rundquist, D. C.; Liu, L. L.; Fraser, R. N.; Schalles, J. F. The Spectral Responses of Algal Chlorophyll in Water with Varing Levels of Suspended Sediment. **International Journal of remote sensing**. v.15, n.18, p.3707–3718, 1994.
- Han, L.; Rundquist, D.C. Comparison of NIR/RED ratio and first derivative of reflectance in estimating algal-chlorophyll concentration: a case study in a Turbid Reservoir. **Remote Sensing of Environment**, v.62, p.255-261, 1997.
- Herlevi, A.; Rasmus S. Underwater Optics Measurements in Finnish SALMON Lakes, **Report Series in Geophysics University of Helsinki**: Department of Geophysics, n.41, p.21-47, 1999.
- Irion, G. Sedimentation and sediments of Amazonian landscape since Pliocene times. In: Sioli, H. **The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin**. Dordrecht: Dr. W. Junk Publ., 1984. p.201-214.
- Isaaks, E. H.; Srivastava, R. M. **An Introduction to Applied Geostatistics**. New York: Oxford University Press, 1989.
- Jerlov, N. G. **Marine Optics**. 2. ed. Amsterdam: Elsevier, 1976.
- Junk, W. J. Ecology of várzea, floodplain of Amazonian white water rivers. In: Sioli, H. **The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin**. Dordrecht: Dr. W. Junk Publ., 1984. p. 215-243.
- Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. Plant life in the floodplain with special references to herbaceous plantas. In: **The Central Amazon Floodp lain, Ecology of a pulsing system**. New York: Springer, 1997. p.147-185.
- Junk, W. J. **The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System**. New York: Springer, 1997.
- Jupp, D.L.B; Kirk, J.T.O.; Harris, G.P. Detection, identification and mapping of cyanobacteria using remote sensing to measure the optical quality of turbid inland waters. **Australia Journal of Marine and Freshwater Research**, v.45, p.801-828. 1994.

- Kalff, J. **Limnology: Inland Water Ecosystems**. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 2001.
- Kirk, J. T. O. **Light & Photosynthesis in Aquatic Ecosystems**. London: Cambridge University Press, 1983.
- Kirk, J. T. O. Volume scattering function, average cosines, and the underwater light. **Limnology and Oceanography**, v.36, n.3, p.455-467, 1991.
- Kirk, J.T.O. **Light & Photosynthesis in Aquatic Ecosystems**. London: Cambridge University Press, 1996
- Koschorreck, M. Methane turnover in exposed sediments of an Amazon floodplain lake. **Biogeochemistry**, v.50, n.2, p.195–206, 2000.
- Kosuth, P, “Hydrological dynamics of the varzea of Lago Grande de Curuai: water and sediment balance, influence of river stage”, In: LBA 2nd International Conference, Julho 2002 Manaus. Manaus: LBA, 2002.
- Krause, H.R. Investigations of the decomposition of the organic matter in matter in material waters. **FAO Fish Biology**, v.43, p.1-14. 1962.
- Kruse, F.A.; Lefkoff, A.B.; Boardman, J.W.; Heidebrecht, K.B.; Shapiro, A.T.; Barloon, P.J.; Goetz, A.F.H., The Spectral Image Processing System (SIPS)- Interactive visualization and analysis of imaging spectrometer data. **Remote Sensing of Environment**, v.44, n.2, p.145-163, 1993.
- Kutser T.; Kallio K.; Eloheimo K.; Hannonen T. Quantitative monitoring of water properties by airborne imaging spectrometer AISA. **Proceedings of the Estonian Academy of Sciences Biology Ecology**, v.48, n.1, p.25-36, 1999.
- Lathrop R. G.; Lillesand T. M. Monitoring water quality and river plume transport in Green Bay, Lake Michigan with SPOT-1 imagery. **Photogrammetric Engineering Remote Sensing**, v.55, n.3, p. 349-354, 1989.
- Lathrop R. G.; Lillesand T. M.; Yandell B. S. Testing the utility of simple multi-date thematic mapper calibration algorithms for monitoring turbid inland waters. **International. Journal of remote sensing**, v.12, n.10, p.2045-2063, 1991.
- Lavender S.; Moore, G.; Aiken, J. Remote sensing and atmospheric correction of UK coastal waters using MOS imagery., In: 23rd annual Conf. and exhibition of the Remote Sensing Society (RSS), 23, 1997, Reading. **Proceedings of RSS'97**, UK: University of Reading, 1997. p.527-532
- Lesack, L.F.W.; Melack, J.M. Flooding Hydrology and mixture dynamics of lake water derived from multiples sources in Amazon Floodplain Lake. **Water Resources Research**, v.31, p.329-346, 1995.
- Lewis, J. Turbidity-controlled suspended sediment sampling for runoff-event load estimation. **Water Resources Research**, v.32, n.7, p.2299-2310, 1996.

- Lewis, J.; Eads, R. Automatic real-time control of suspended sediment sampling based upon high frequency in situ measurements of nephelometric turbidity. In: **Proceedings Federal Interagency Workshop: Sediment Technology for the 21st Century**. St. Petersburg, FL, 1998.
- Louchard, E. M.; Reid, R. P.; Stephens, C. F. Derivative analysis of absorption features in hyperspectral remote sensing data of carbonate sediments. **Optical express**, v.10, n.26, p.1573-1584, 2002.
- Martinelli L.A.; Victoria, R.L.; Forsberg, B. B.; Richey, J.E. Isotopic composition of major carbon reservoirs in the Amazon floodplain. **International Journal of Ecology and Environment Sciences**, v.20, p.31-46, 1994.
- Martinelli, L.A.; Victoria R.L.; Sternberg L.S.L.; Ribeiro A.; Moreira M.Z. Using stable isotopes to determine sources of evaporated water to the atmosphere in the Amazon basin. **Journal of Hydrology**, v.183, p.191-204, 1996.
- Martinez J.M.; Kosuth P.; Cochonneau G.; Maurice-Bourgoin L.; Seyler F.; Bourrel L. and Guyot J.L. Application of remote sensing data for the quantification of an Amazon floodplain extension, dynamics and water storage. **Geophysical Research Abstracts**, 2003.
- Matheron, G. **The theory of regionalized variables and its applications**. Paris: Les Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique de Fontainebleau, 1971.
- Maurice-Bourgoin, L.; Kosuth, P.; Chaffaut, I.; Martinelli, L.A.; e Ometto, J.P. Isotope Tracing Of The Hydrological Dynamics Of An Amazonian Floodplain . In: IV South American Symposium on Isotope Geology.4, 2003, Salvador. **Anais** Salvador: IDR, 2003, p.453-456.
- McCluney, W.R.; Ocean Color Spectrum Calculations. **Applied Optics**, v.13, n.10, p. 2422-2429, 1974.
- Melack, J. M. Amazon floodplain lakes: shape, fetch, and stratification. **Verhandlung Internationale Vereinigung Limnologie**, v.22, p.1278-1282, 1984.
- Melack, J. M.; Fisher, T. R. Comparative Limnology of Tropical Floodplain Lakes with Emphasis on the Central Amazon. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.3, p.1-48, 1990.
- Melack, J.M.; Forsberg, B.R. Biogeochemistry of Amazon floodplain lakes and associated wetlands. In: **The Biogeochemistry of the Amazon Basin**. Oxford: University Press, 2001. p.235-276.
- Melack, J. M.; Hess, L. L.; Gastil, M.; Forsberg, B. R.; Hamilton, S. K.; Lima, I. B. T.; Novo, E. M. L. M. Regionalization of Methane Emissions in the Amazon Basin with Microwave Remote Sensing. **Global Change Biology**, v.10, p.530-544, 2004.
- Merry, F.D.; Sheikh. P. A.; McGrath. D. G. The role of informal contracts in the growth of small cattle herds on the floodplains of the Lower Amazon. **Agriculture and Human Values**, v.21, p.377-386, 2004.

- Mertes, L.A.K.; Smith, M.O.; Adams, J.B. Estimating suspended sediment concentrations in surface waters of the Amazon River wetlands from Landsat Images. **Remote Sensing of Environment**, v.43, n.3, p.281-301, 1993.
- Mertes, L.A.K.; Daniel, D.L.; Melack, J.M.; Nelson, B.; Martinelli, A.; Forsberg, B.R. Spatial patterns of hydrology, geomorphology, and vegetation on the floodplain of the Amazon River in Brazil from a remote sensing perspective. **Geomorphology**, v.13, p.215-232, 1995.
- Mitsch, W. J.; Mitsch, R. H.; Turner, R. E. Wetlands of the Old and New Worlds: ecology and management. **Global Wetlands: Old World and New**. New York: Elsevier Press, 1994. p. 3-56.
- Mitsch, W. J.; Gosselink, J. G. **Wetlands**. 3 ed. New York: John Wiley & Sons, Inc., 2000.
- Mittenzwey, K.H.; Gitelson A.A.; Kondratyev K.Y. Determination of chlorophyll a of inland waters on the basis of spectral reflectance. **Limnology and Oceanography**, v.37, n.1, p.147-149, 1992.
- Mobley, C.D. **The optical properties of water**. New York: McGraw-Hill Book, 1994.
- Moran, M. S.; Jackson, R. D.; Slater, P. N.; Teillet, P. M. Comparison of atmospheric correction procedures for visible and near-IR satellite sensor output. In: International colloquium-physical measurements and signatures in remote sensing, 5, 1991. Courchevel. Proceedings, Courchevel: ESA SP-319, 1991. p.7-12.
- Morel, A.; Prieur, L. Analysis of variations in ocean colour. **Limnology and Oceanography**, v.22, n.4, p.709-722, 1977.
- Morel A.; Gordon, H. R. Report of the working group on water color. **Boundary-Layer Meteorology**, v.18, p.343-355, 1980.
- Morel, A.; Bricaud, A. Inherent optical properties of algal cells including picoplankton: theoretical and experimental results. **Canadian Bulletin of Fish and Aquatic Science**, V.214. p.521-559, 1986.
- Morrissey, K. M; Fisher, TR. Regeneration and Uptake of Ammonium by Plankton in an Amazon Floodplain Lake. **Journal of Plankton Research**, v.10, n.1, p. 31-48, 1988.
- Neter, J.; Wasserman, W.; Kutner, M. H. **Applied Linear Regression Models**. Boston: IRWIN. 1989.
- Nóbrega, I. W. **Análise Espectral de Sistemas Aquáticos da Amazônia para a identificação de componentes opticamente ativos**. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2002.
- Novo, E.M.L.M.; Hanson, J.D.; Curran, P.J. The effect of sediment type on the relationship between reflectance and suspended sediment concentration. **International Journal of Remote Sensing**, v.10, n.3, p.351-368, 1989a.

- Novo, E.M.L.M.; Hanson, J.D.; Curran, P.J. The effect of viewing geometry and wavelength on the relationship between reflectance and suspended sediment concentration. **International Journal of Remote Sensing**, v.10, n.8, p.1357-1372, 1989b.
- Novo, E.M.L.M.; Costa, M.P.F.; Noernberg, M.A. Airborne SAR data to map Tucuruí reservoir (Amazon). In: Workshop-SAREX-92, **Proceedings**. Paris. 1993. p.71-86
- Novo, E.M.L.M.; Tundisi, J.G. Contribution of remote sensing techniques to the assessment of methane emission from large tropical reservoirs. **Remote Sensing Reviews**, v.10, p.143-153, 1994.
- Novo, E.M.L.M.; Shimabukuro, Y.E. Spectral mixture analysis of inland tropical waters. **International Journal of Remote Sensing**, v.18, n.3, p.663-667, 1994.
- Novo, E. M. L. M. Caracterização de Lagoas e Fisionomias de Cerrado no Pantanal, Sub-Região de Nhecolândia (MS), Através de Sensoriamento Remoto Multiespectral e Hiperespectral. Projeto Fapesp. 2001.
- Novo, E.M.L.M.; Barbosa C.C.F.; Freitas R.M.; Shimabukuro Y.E.; Melack J.M.; Pereira-Filho W. Seasonal changes in phytoplankton distribution in floodplain lakes in response to Amazon flood pulse derived from MODIS images. **Limnology** accepted 2005.
- Palmer, K. F.; Williams, D. J. Optical properties of water in the near-infrared. **Journal of the Optical Society America**, v.64, p.1107-1110, 1974.
- Pope, R. M.; Fry, E. S. Absorption spectrum (380-700 nm) of pure water: II. Integrating cavity measurements. **Applied Optics**, v.32, n.33, p.8710-8723, 1997.
- Prance, G. T. The origin and evolution of the Amazon flora. **Interciencia**, v.3, p.207-230, 1978.
- Privoznik, K.G.; Daniel K.J.; Incroper, F.P. Absorption, extinction and phase functions for algal suspensions of *Chlorella pyrenoidosa*. **Journal of Quantitative Spectroscopy and radiative Transfer**, v.20, p.345-352. 1978.
- Programa HIBAM. **Relatório da Campanha Amazonas** – Junho 2003. Disponível em <http://www.ana.gov.br/hibam/bancodedados/br_32.pdf> . Acesso em 01 Mar. 2007.
- Putz, R. Periphyton communities in Amazonian black-and white water habitats: Community structure, biomass and productivity. **Aquatic Sciences**, v.59, p.74-93, 1997.
- Quibell, G. The effect of Suspended Sediment on Reflectance from Freshwater Algae. **International Journal of Remote Sensing**, v.12, n.1, p.177-182, 1991.
- Quibell, G. Estimating chlorophyll concentrations using upwelling radiance from different freshwater algal genera. **International Journal of Remote Sensing**, v.13, n.14, p. 2611-2621, 1992.
- Richards, J. A. **Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction**. New York: Springer-Verlag, 1995.

- Richey, J.E.; Meade, R.H.; Salati, E.; Devol, A.H.; Nordin, C.F. Jr.; Santos, U. Water Discharge and Suspended Sediment Concentrations in the Amazon River 1982-1984. **Water Resources Research**, v.22, n.5, p.756-764, 1986.
- Richey, J. E.; Devol, A.H.; Wofsy, S.C.; Victoria, R.; Ribeiro, M.N.G., Biogenic gases and the oxidation and reduction of carbon in the Amazon River and floodplain waters. **Limnology and Oceanography**, v.33, n.4, 551-561, 1988.
- Richey, J.E.; Mertes, L.A.K.; Dunne, T.; Victoria, R. L.; Forsberg, B.R.; Tancredi, A.C.N.S.; Oliveira, E. Sources and routing of the Amazon River flood wave. **Global Biogeochemical Cycles**, v.3, p.191-204, 1989.
- Richey, J. E.; Hedges, J. I.; Devol, A. H.; Quay, P. D.; Victoria, R.; Martinelli, L.; Forsberg, B. R. Biogeochemistry of Carbon in the Amazon River. **Limnology and Oceanography**, v.35, n.2, p.352-371, 1990.
- Richey, J. E.; Victoria, R. L.; Salati, E. and Forsberg, B. R. The biogeochemistry of a major river system: The Amazon case study. In Degens, E. T.; Kempe, S.; Richey, J. E. **Biogeochemistry of major world rivers**. New York: John Wiley and Sons, 1991. p.57-74.
- Richey, J.E.; Melack, J. M. Aufdenkampe, A.K.; Ballester, V.M.; Hess, L. L. Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO₂. **Nature**, v.416, p.617-620, 2002.
- Roesler, C.S.; Perry, M.J.; Carder, K.L. Modeling in situ phytoplankton absorption from total absorption spectra in productive inland marine waters. **Limnology and Oceanography**, v.34, n.8, p.1510-1523, 1989.
- Rosim, S.; Namikawa, L. M. Calculo do volume de corte e aterro usando modelagem numérica de terrenos. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 8, 1996 Salvador- BA,. Anais. CD-ROM. 1996. p.741-742
- Rundquist, D. C.; Han, L.; Schalles, J. F.; Peake, J. S. Remote measurement of algal chlorophyll in surface waters: the case for the first derivative of reflectance near 690 nm. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v.62, n.2, p.195-200, 1996.
- Saint-Paul, U.; Zuanon J.; Correa M.A.V.; García M.; Fabr e N.N.; Berger U.; Junk W.J. Fish Communities in Central Amazonian White- and Blackwater Floodplains. **Environmental Biology of Fishes**, v.57, p.235-250, 2000.
- Salatti, E.; Junk, W.J.; Shubart, H.O.R.; Oliveira, A.E. **Amaz nia: Desenvolvimento, Integra o e Ecologia**. S o Paulo: Editora Brasiliense e CNPq (eds), 1983.
- Sathyendranath, S.; Bukata, R.P.; Arnone, R.; Colour of Case 2 waters: in Remote Sensing of Ocean Colour, Coastal, and Others Optically-Complex, Waters, Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group- Report Number 3, 2000.
- Schiller H.; Doerffer, R.. Fast computation scheme for inverse modeling of multispectral radiances: application for remote sensing of the ocean. **Applied Optics**, v.32, n.18, p.3280-3285, 1993.

- Schindler, J.E., Williams, D.J., Zimmermann, A.P. Investigation of extracellular electron transport by humic acid. **Science**, v.28, p.1395-1401, 1976.
- Schmidt, G. W. Amounts of suspended solids and dissolved substances in the middle reaches of the course of one year. **Amazoniana**, v.3, p.208-223, 1972.
- Schowengerdt, R. A. **Remote Sensing, Models and Methods for Image Processing**. San Diego: Elsevier, 1997.
- Setaro, F. V.; Melack, J. M. Responses of Phytoplankton to Experimental Nutrient Enrichment in an Amazon Floodplain Lake. **Limnology and Oceanography**, v.29, n.5, p.972-984, 1984.
- Shimabukuro, Y.E.; Batista, G.T.; Mello, E.M.K.; Moreira, J.C.; Duarte, V. Using shade fraction image segmentation to evaluate deforestation Landsat Thematic Mapper images of the Amazon Region. **International Journal of Remote Sensing**, v.19, n.3, p.535-541, 1998.
- Silva, G. G. et al. Folhas SA-.21 Santarém, **DNPM, Recursos Naturais**. Rio de Janeiro: Projeto RADAM, v.10, 1976.
- Sioli, H. Tropical river: the Amazon. In: Whitton, B. A. **River Ecology**. Cambridge: Blackwell Sci. Publ, 1975. p.461-488.
- Sioli, H. Hydrochemistry and Geology in the Brazilian Amazon region. **Amazoniana**, v.1, p.74-83, 1984.
- Smith, R. C.; Baker, K. S. Optical properties of the clearest natural waters (200-800 nm) **Applied Optics**, v.20, n.2, p.177-184, 1981.
- Sombroek, W. G. Soils of the Amazon Region. In: Sioli, H. **The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin**. Dordrecht: Dr. W. Junk Publ., 1984. p.522-579.
- Tanré, D.; Deroo, C.; Duhaut, P.; Herman, M.; Morcrette, J. J.; Perbos, J.; Deschamps, P. Y. Description of a computer code to simulate the satellite signal in the solar spectrum: the 5S code. **International Journal of Remote Sensing**, v.11, n.4, p.659-668, 1990.
- Silva, T. S. F. **Imagens EOS-MODIS e LANDSAT 5 TM no estudo da dinâmica das comunidades de macrófitas na várzea amazônica. 2004**. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2004.
- Tsai, F.; Philpot, W. Derivative analysis of hyperspectral data. **Remote Sensing of Environment**, v.66, p.41-51, 1998.
- Teixeira, C.; Tundisi, J.; Kutner, M.B. Plankton studies in a mangrove. II. The standing-stock and some ecological factors. São Paulo: **USP: Boletim do Instituto Oceanográfico**, v.24, p.23-41, 1965.
- Tundisi, J.G., **Produção primária, "standing-stock" e fracionamento do fitoplâncton na região lagunar de Cananea**. São Paulo, 131p, Tese (Doutorado em ciências biológicas), Universidade de São Paulo, São Paulo, 1969.

Tundisi, J.G.; Tundisi T.M.; Rocha O. **Águas doces do Brasil: Ecosystemas de Águas Interiores**. São Paulo: Escrituras, 2002.

Vermote, E.F.; Tanré, D.; Deuze, J.L.; Herman, M.; Morcrette, J. J. 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.

Weaver, E. C.; Wrigley, R. Factors Affecting the Identification of Phytoplankton Groups by Means of Remote Sensing. Moffet Field: NASA Technical Memorandum 108799, 1994.

Wetzel, R. G. **Limnology**. Philadelphia. London, Toronto: W. B. Saunders Company, 1976.

Witte, W.G.; Whitlock, C.H.; Harriss, R.C.; Usry, J.W.; Poole, L.R.; Houghton, W.M.; Morris, W.D.; Gurganus, E. A. Influence of Dissolved Organic Materials on Turbid Water Optical Properties and Remote-Sensing Reflectance. **Journal of Geophysical Research**, v.87, n.C1, p.441-446, 1982.

Wuebbles, D. J.; Hayhoe, K. Atmospheric methane and global change. **Earth-Science Reviews**, v.57, p.177-210, 2002.

Zepp e Schlotzhauer. Comparison of photochemical behaviour of various humic substances in water. III Spectroscopic properties of humic substances; **Chemosphere**, v.10, p.479-486, 1981.

PUBLICAÇÕES TÉCNICO-CIENTÍFICAS EDITADAS PELO INPE

Teses e Dissertações (TDI)

Teses e Dissertações apresentadas nos Cursos de Pós-Graduação do INPE.

Manuais Técnicos (MAN)

São publicações de caráter técnico que incluem normas, procedimentos, instruções e orientações.

Notas Técnico-Científicas (NTC)

Incluem resultados preliminares de pesquisa, descrição de equipamentos, descrição e ou documentação de programa de computador, descrição de sistemas e experimentos, apresentação de testes, dados, atlas, e documentação de projetos de engenharia.

Relatórios de Pesquisa (RPQ)

Reportam resultados ou progressos de pesquisas tanto de natureza técnica quanto científica, cujo nível seja compatível com o de uma publicação em periódico nacional ou internacional.

Propostas e Relatórios de Projetos (PRP)

São propostas de projetos técnico-científicos e relatórios de acompanhamento de projetos, atividades e convênios.

Publicações Didáticas (PUD)

Incluem apostilas, notas de aula e manuais didáticos.

Publicações Seriadas

São os seriados técnico-científicos: boletins, periódicos, anuários e anais de eventos (simpósios e congressos). Constam destas publicações o Internacional Standard Serial Number (ISSN), que é um código único e definitivo para identificação de títulos de seriados.

Programas de Computador (PDC)

São a seqüência de instruções ou códigos, expressos em uma linguagem de programação compilada ou interpretada, a ser executada por um computador para alcançar um determinado objetivo. São aceitos tanto programas fonte quanto executáveis.

Pré-publicações (PRE)

Todos os artigos publicados em periódicos, anais e como capítulos de livros.