



Ministério da
Ciência e Tecnologia



INPE-16234-TDI/1551

**O USO DO SENSORIAMENTO REMOTO ORBITAL E
DE SUPERFÍCIE PARA O ESTUDO DO
COMPORTAMENTO DO CORPO DE ÁGUA DO
RESERVATÓRIO DE MANSO, MT, BRASIL**

Aline de Matos Valério

Dissertação de Mestrado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto,
orientada pelos Drs. José Luiz Stech e Milton Kampel, aprovada em 25 de maio de
2009.

Registro do documento original:

<<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m18@80/2009/05.06.19.17>>

INPE
São José dos Campos
2009

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Gabinete do Diretor (GB)

Serviço de Informação e Documentação (SID)

Caixa Postal 515 - CEP 12.245-970

São José dos Campos - SP - Brasil

Tel.:(012) 3945-6911/6923

Fax: (012) 3945-6919

E-mail: pubtc@sid.inpe.br

CONSELHO DE EDITORAÇÃO:**Presidente:**

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

Membros:

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

Dr. Haroldo Fraga de Campos Velho - Centro de Tecnologias Especiais (CTE)

Dr^a Inez Staciarini Batista - Coordenação Ciências Espaciais e Atmosféricas (CEA)

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

Dr. Ralf Gielow - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPT)

Dr. Wilson Yamaguti - Coordenação Engenharia e Tecnologia Espacial (ETE)

BIBLIOTECA DIGITAL:

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

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

Jefferson Andrade Ancelmo - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Simone A. Del-Ducca Barbedo - Serviço de Informação e Documentação (SID)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

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

Marilúcia Santos Melo Cid - Serviço de Informação e Documentação (SID)

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

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Viveca Sant´Ana Lemos - Serviço de Informação e Documentação (SID)



Ministério da
Ciência e Tecnologia



INPE-16234-TDI/1551

**O USO DO SENSORIAMENTO REMOTO ORBITAL E
DE SUPERFÍCIE PARA O ESTUDO DO
COMPORTAMENTO DO CORPO DE ÁGUA DO
RESERVATÓRIO DE MANSO, MT, BRASIL**

Aline de Matos Valério

Dissertação de Mestrado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto,
orientada pelos Drs. José Luiz Stech e Milton Kampel, aprovada em 25 de maio de
2009.

Registro do documento original:

<<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m18@80/2009/05.06.19.17>>

INPE
São José dos Campos
2009

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Valério, Aline de Matos.

V23Us O uso do sensoriamento remoto orbital e de superfície para o estudo do comportamento do corpo de água do reservatório de Manso, MT, Brasil / Aline de Matos Valério. – São José dos Campos : INPE, 2009.

117p. ; (INPE-16234-TDI/1551)

Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2009.

Orientadores : Drs. José Luiz Stech e Milton Kampel.

1. Reservatório. 2. Caracterização espectral. 3. Componentes opticamente ativos. 4. MODIS. 5. Qualidade da água. I. Título.

CDU 528.873

Copyright © 2009 do MCT/INPE. Nenhuma parte desta publicação pode ser reproduzida, armazenada em um sistema de recuperação, ou transmitida sob qualquer forma ou por qualquer meio, eletrônico, mecânico, fotográfico, reprográfico, de microfilmagem ou outros, sem a permissão escrita da Editora, com exceção de qualquer material fornecido especificamente no propósito de ser entrado e executado num sistema computacional, para o uso exclusivo do leitor da obra.

Copyright © 2009 by MCT/INPE. No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system, or transmitted in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, recording, microfilming or otherwise, without written permission from the Publisher, with the exception of any material supplied specifically for the purpose of being entered and executed on a computer system, for exclusive use of the reader of the work.

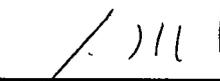
**Aprovado (a) pela Banca Examinadora
em cumprimento ao requisito exigido para
obtenção do Título de Mestre em
Sensoriamento Remoto**

Dr. João Antonio Lorenzetti



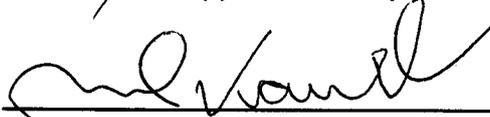
Presidente / INPE / SJCampos - SP

Dr. José Luiz Stech



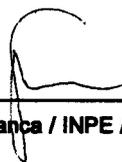
Orientador(a) / INPE / SJCampos - SP

Dr. Milton Kampel



Orientador(a) / INPE / SJCampos - SP

Dra. Evlyn Marcia Leão de Moraes Novo



Membro da Banca / INPE / SJCampos - SP

Dr. Arcilan Trevenzoli Assireu



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

Dr. Donato Seiji Abe



Convidado(a) / IIE / São Carlos - SP

Aluno (a): Aline de Matos Valério

São José dos Campos, 25 de maio de 2009

*“Debaixo d’ água tudo era mais bonito, mais azul, mas colorido, só faltava respirar,
mas tinha que respirar, todo dia”*

ARNALDO ANTUNES

A minha família,
DE MATOS, VALÉRIO E GIL.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos Drs. José Luiz Stech e Milton Kampel, pelo acolhimento, paciência, idéias e orientação durante o desenvolvimento deste estudo.

Ao Dr. Arcilan Assireu por ser sempre tão solícito quando a ele recorria para sanar inúmeras dúvidas.

Ao Gustavo Mollerli que também sempre se mostrou disposto a me ajudar e dar idéias que incrementaram este trabalho.

Ao Fred Rudorff que no início se fez peça fundamental para que eu pudesse entender este novo mundo que se abria para mim.

A FURNAS, INPE, UFJF e CNPq, pelos dados, equipamentos e infraestrutura cedidos além da concessão da bolsa, que juntos proporcionaram o desenvolvimento desta dissertação.

A todos os meus amigos que fiz ao entrar no INPE se fazendo assim uma verdadeira família inpeana que meu deu suporte, sempre estando ao meu lado. Juntos compartilhamos “sofrimentos” e muitas alegrias e risadas.

Entre todos os verdadeiros amigos com os quais sei que mantereí contato, gostaria de agradecer principalmente ao Gustavo Bayma. Sem ele não iria nem até à metade do caminho.

A todas as pessoas que me amam e zelam pelo meu bem estar, que estão sempre ao meu lado me apoiando, acreditando em mim (mais do que eu mesma acredito), e principalmente me agüentando nos últimos dias do mestrado quando os nervos estavam à flor da pele. Vocês são a razão de todas as minhas conquistas.

Gostaria de agradecer, sobretudo a Deus. Sem Sua presença na minha vida, de nada seria capaz. “Se Deus é por nós, quem será contra nós?” (Romanos – 8.31).

RESUMO

O monitoramento da qualidade da água de um reservatório permite a preservação do ambiente associado além de trazer benefícios sócio-econômicos. O sensoriamento remoto permite este monitoramento de forma sinóptica ao considerar as escalas espaciais e temporais necessárias para a análise de um ecossistema aquático. O sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) apresenta-se como uma boa fonte de dados para aplicações em corpos de água continentais. O objetivo desta dissertação é contribuir para a caracterização espectral do reservatório de Manso, MT, utilizando dados do sensor MODIS assim como *in situ*. Foram compilados dados limnológicos coletados na área de estudo em campanhas pretéritas e por uma bóia instrumentada fundeada no reservatório, assim como dados limnológicos e espectrais da campanha realizada em 2008. Este conjunto de dados foi submetido a métodos analíticos tais como mapeamento por ângulo espectral, análise derivativa, krigagem ordinária, classificação por k-média e fragmentador assimétrico. Utilizando as imagens do produto MYD09 do sensor MODIS, dos dias da coleta de 2008, foram aplicados o modelo linear de mistura espectral e a classificação não supervisionada k-média. A análise conjunta dos dados limnológicos e espectrais, mostrou uma compartimentação do reservatório em duas regiões distintas: a do braço de entrada do rio e a do corpo do reservatório. No braço do rio, foi observado maior concentração de clorofila-*a* e sedimento em suspensão que no corpo do reservatório, que por sua vez apresentou maior quantidade de matéria orgânica. As análises realizadas também permitiram identificar a estratificação do corpo de água durante a campanha de 2008, além do mergulho do rio à medida que se adentra ao reservatório. Com o objetivo de obter um algoritmo específico que pudesse estimar concentração de clorofila-*a* para este reservatório, foi desenvolvido um modelo de regressão polinomial utilizando dados de clorofila-*a* e MYD09. A análise da regressão polinomial encontrou um R^2 de 0,69. Assim, conclui-se que o sensor MODIS foi apto para monitorar os constituintes opticamente ativos do reservatório de Manso e ainda modelar a estimativa de concentração de clorofila-*a*.

USE OF ORBITAL AND SURFACE REMOTE SENSING TO THE STUDY OF THE SPECTRAL SIGNATURE OF THE MANSO RESERVOIR WATER BODY, MT, BRAZIL

ABSTRACT

The monitoring of water quality of a reservoir allows for preservation of the environment as well as bringing social-economic benefits. Remote Sensing accomplishes this monitoring in a synoptic way, because it considers spatial and time scales necessary to evaluate an aquatic ecosystem. For this, a Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensor provides good resource data for continental water applications. The goal of this assessment is, through *in situ* data and MODIS scenes, to contribute the spectral characterization of the Manso Reservoir, MT, Brazil. The *in situ* data set was comprised of three things: limnological data collected previously by campaign, data collected by a sensor buoy anchored in the reservoir, and limnological and spectral data collected in the 2008 campaign. This data was subjected to analytical methods like spectral angle mapping, derivative analysis, ordinary kriging, k-means classification and asymmetric fragmentation. Using the MYD09 scenes of the MODIS sensor for the 2008 campaign it was applied the spectral mixture linear model and the non-supervised k-means classification. Spectral and limnological data analysis shows a partitioning of the reservoir in two different areas: the river arm and the water body. In the river arm chlorophyll-*a* and suspension sediment was observed. The water body contained a large amount of dissolved organic matter. The analysis also identified a stratification layer in the water body, and revealed the underflow of the river as it enters the reservoir. A polynomial regression model was developed in order to create a specific algorithm that could estimate the chlorophyll-*a* concentration for this reservoir using chlorophyll-*a* concentration data and MYD09 scenes. The regression analysis developed a fourth-order polynomial algorithm ($R^2=0.69$) that was the best fit for the data. Thus, we conclude that the MODIS sensor was able to monitor the active optical components of the Manso reservoir and model the chlorophyll-*a* concentration estimate.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

1. INTRODUÇÃO.....	25
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	31
2.1. Sensoriamento remoto da cor da água.....	31
2.2. Resposta espectral dos componentes opticamente ativos.....	33
2.3. Reflectância de sensoriamento remoto	36
2.4. Reflectância da superfície (Produto MOD09 e MYD09).....	38
3. ÁREA DE ESTUDO	41
3.1. Histórico	41
3.2. Ciclo hidrológico da região	42
3.3. Características do reservatório	43
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	47
4.1. Dados in situ	48
4.1.1. Trabalho de campo	48
4.1.2. Processamento dos dados radiométricos in situ	50
4.1.3. Campanhas Pretéritas	51
4.1.4. Bóia SIMA.....	51
4.1.5. Krigeagem Ordinária	53
4.1.6. Análise não hierárquica dos dados por K-médias.	54
4.1.7. Spectral Angle Mapper (SAM)	56
4.1.8. Análise derivativa dos dados espectrais	59
4.1.9. Operador de Fragmentação Assimétrico (FA)	61
4.2. Dados de Sensoriamento Remoto.....	64
4.2.1. Imagens EOS-MODIS	64
4.2.2. Processamento das imagens MYD09	65
4.2.3. Modelo Linear de Mistura Espectral	66

4.2.4. Composição de imagens para MYD09.....	67
4.2.5. Regressão dos dados extraídos do MYD09.....	68
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	69
5.1. Caracterização hidrológica do reservatório de Manso	69
5.2. Krigagem Ordinária aplicada à POA e POI.....	70
5.2.1. POA: Concentração de clorofila-a.....	70
5.2.2. POI: Coeficiente de retroespalhamento das partículas (bbp)	72
5.3. Classificações dos dados de Rrs por K-médias	75
5.4. Aplicação do método de Spectral Angle Mapper (SAM).....	78
5.5. Aplicação do método SAM para bandas simuladas do MODIS	82
5.6. Aplicação da análise derivativa aos dados de R_{rs}	84
5.7. Aplicação do FA aos dados da bóia SIMA.....	91
5.7.1. Para o ano de 2007	91
5.7.2. Para o ano de 2008	95
5.8. Classificação do corpo d`água do reservatório.....	96
5.9. Aplicação do Modelo Linear de Mistura Espectral.....	97
5.10. Correlação dos dados de Rrs do MOD09 AQUA com os dados de Rrs in situ simulados para as bandas do MOD09	99
5.11. Correlação dos dados de Rrs do MOD09 AQUA com os dados de chl-a.....	100
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	103

LISTA DE FIGURAS

2.1 Comportamento espectral do fitoplâncton, sedimentos em suspensão, matéria orgânica dissolvida e água clara.....	34
3.1 - Localização do Reservatório de Manso no Estado do Mato Grosso, Brasil.....	41
3.2 - Precipitação acumulada do reservatório de Manso durante os anos de outubro de 2002 e setembro de 2007.....	43
3.3 - Mapa do uso do solo na bacia hidrográfica do reservatório de Manso, 02/08/1990... 45	
3.4 - Mapa do uso do solo na bacia hidrográfica do reservatório de Manso, 17/08/2007....	45
4.1 Fluxograma dos métodos.....	47
4.2 - Pontos de coleta realizados durante o período de 29 de fevereiro a 02 de março de 2008 no braço Manso, do reservatório de Manso, MT, Brasil.....	50
4.3 - Foto do SIMA fundeado.....	52
4.4 - Ilustração da técnica de mapeamento por ângulo espectral.....	57
4.5 - Espectros de referência utilizados na classificação dos espectros de reflectância de sensoriamento remoto coletados em campo pelo Fieldspec.....	59
4.6 – Fragmentador Assimétrico.....	63
5.1 - a) Média da precipitação acumulada (mm) e nível (m) do reservatório; b) Média da precipitação acumulada (mm) e vazão afluente (m ³ /s) durante os anos de 2002 a 2007.....	69
5.2 - Precipitação acumulada (mm) durante o período de coleta de dados em março de 2008.....	70
5.3 - Krigagem ordinária gaussiana aplicada aos dados de concentração de clorofila- <i>a</i> (µg/l) na (a) superfície; (b) meio (~10m); (c) fundo (~20m) do reservatório.....	71
5.4 - Krigagem ordinária gaussiana aplicada aos dados de coeficiente de retroespalhamento das partículas para a superfície do reservatório.....	72
5.5 - Perfil de concentração de clorofila- <i>a</i> e retroespalhamento das partículas em 470nm nos pontos: a) P16 e b)P10 no reservatório de Manso.....	73
5.6 - Regressão linear entre a concentração de clorofila- <i>a</i> e o retroespalhamento em 470 nm para a superfície do reservatório de Manso.....	74
5.7 - K-média aplicado aos R _{rs} coletados na campanha de 2008.....	75
5.8 - Espectros de reflectância de sensoriamento remoto coletados em campo pelo Fieldspec antes da aplicação da classificação SAM.....	79

5.9 - Espectros com características de: a) água com sedimento em suspensão de acordo com a técnica SAM; b) água com matéria orgânica de acordo com a técnica SAM..	80
5.10 - Agrupamento resultante dos espectros do Fieldspec com filtro de 7 pontos.	81
5.11 - Presença de árvores submersas no reservatório de Manso.....	81
5.12 - Espectros de referência utilizados na classificação dos espectros de reflectância de sensoriamento remoto coletados em campo pelo Fieldspec e simulados para as bandas MODIS.....	82
5.13 - a) Curvas espectrais e de primeira e segunda derivada para água com sólidos em suspensão; b) R_{rs} coletados em campo no reservatório de Manso.	85
5.14 - Primeira derivada dos espectros de R_{rs} coletados por meio do Fieldspec, banda de 3nm e filtro de 7 pontos.....	85
5.15 - Primeira derivada dos espectros de R_{rs} , a) pontos de coleta de 1 ao 5; b) pontos de coleta 6 a 9, 16 e 18 a 20.	86
5.16 - Regressão linear entre: a) a razão das bandas azul (490 nm) e verde (555 nm) e $\log(chl-a)$; b) razão de bandas IFVP (705 nm) e vermelho (670 nm) e $\log(chl-a)$.	87
5.17 - Regressão linear entre a primeira derivada em 711nm e o $\log_{10}(chl-a)$	87
5.18 - Segunda derivada dos espectros de R_{rs}	89
5.19 - Correlação linear entre a segunda derivada em 651 nm e concentração de clorofila.....	89
5.20 - Série Temporal da concentração de clorofila- <i>a</i> de superfície para o ano de 2007 medida pela bóia SIMA no reservatório de Manso, 2007.	92
5.21 - FA aplicado a: a) chl- <i>a</i> ; b) direção do vento (D.V.) e c) intensidade do vento (I.V.) para 2007. Em destaque está o período de fevereiro a abril que se deseja analisar.....	92
5.22 - Detalhe do FA aplicado a chl- <i>a</i> , direção do vento (D.V.) e intensidade do vento (I.V.) para o período de fevereiro a março de 2007.	93
5.23 - Perfil de temperatura medida no Reservatório de Manso.	94
5.24 - Perfil da concentração de clorofila e temperatura no ponto 18.....	94
5.25 - FA aplicado a: a) chl- <i>a</i> ; b) direção do vento e c) intensidade do vento para 2008....	96
5.26 - Classificação K-média para o corpo do reservatório de Manso.....	97
5.27 - Pixels de referência selecionados na imagem para rodar o MLME.	98
5.28 - Imagens fração e composição colorida. (a) concentração de clorofila- <i>a</i> , (b) matéria orgânica, (c) material em suspensão, (d) composição colorida R(a)G(b)B(c) para o reservatório de Manso, MT.....	99

5.29 - Regressão linear entre os espectros de R_{rs} simulados para as bandas do MODIS e a R_{rs} obtida no MYD09.	100
5.30 - Regressão Polinomial da concentração de clorofila- <i>a</i> e a R_{rs} da banda do infravermelho próximo (IFVP) do sensor MODIS de resolução espacial de 250m.....	101

LISTA DE TABELAS

2-1 Informações possíveis de serem derivadas do produto MYD09.....	40
3-1– Características gerais do Reservatório de Manso.....	44
3-2 Áreas mapeadas da microbacia do rio Cuiabá antes e depois da criação do reservatório de Manso.	46
3-3 - Exemplos de trabalhos realizados no Reservatório de Manso, MT, Brasil.	46
4-1. Dados limnológicos dos pontos utilizados como curvas de referência.....	59
4-2 Dados <i>in situ</i> utilizados neste estudo e técnicas aplicadas sobre os mesmos.....	64
4-3 Imagens MYD09 disponíveis (sem cobertura de nuvens) para área de estudo durante as campanhas realizadas.	65
5-1 – Classificação de agrupamento da reflectância de sensoriamento remoto por K-média e parâmetros coletados pelo Satlantic para a profundidade de 2 m.	76
5-2. Classificação de agrupamento da reflectância de sensoriamento remoto por K-média e parâmetros coletados pelo Satlantic para a profundidade de 10 m.....	76
5-3. Classificação de agrupamento da reflectância de sensoriamento remoto por K-média e parâmetros coletados pelo Satlantic para a profundidade de 14 m.	77
5-4. - Classificação Resultante da Técnica SAM	80
5-5 - Valores <i>in situ</i> de k e clorofila ($\mu\text{g/l}$) para os pontos amostrados na superfície. ...	82
5-6 - Classificação Resultante da Técnica SAM para os espectros de reflectância de sensoriamento remoto simulados para as bandas MODIS	83
5-7 - Comparação de modelos de regressão usados para estimar concentração de clorofila- <i>a</i> no reservatório de Manso.....	90

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

$a(\lambda)$	Coeficiente de Absorção
APM-MANSO	Aproveitamento Múltiplo de Manso
$b_b(\lambda)$	Coeficiente de Retroespalhamento
Chl-<i>a</i>	Concentração de Clorofila- <i>a</i>
COAs	Componentes Opticamente Ativos
DNOCS	Departamento de Obras Contra A Seca
D.V.	Direção do Vento
E_d	Irradiância Descendente
FA	Fragmentador Assimétrico
Fe	Ferro
GPA	Análise de Padrões Gradiente
IFVP	Infravermelho Próximo
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
I.V.	Intensidade do Vento
LEGAL	Linguagem Espacial para Geoprocessamento Algébrico
L_w	Radiância Emergente da Água
$[L_w]_N$	Radiância Emergente Normalizada da Água
MLME	Modelo Linear de Mistura Espectral
Mn	Manganês
MOD	Matéria Orgânica Dissolvida
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
NDVI	Índice de Vegetação com Diferença Normalizada
PAR	Radiação Fotossinteticamente Ativa
PCDs	Plataforma de Coleta de Dados
POA	Propriedade Óptica Aparente
POI	Propriedade Óptica Inerente
REM	Radiação Eletromagnética
R_{rs}	Reflectância de Sensoriamento Remoto
SAM	Mapeamento por Ângulo Espectral
SeaWIFS	Sea-viewing Wide Field-of-view-Sensor
SIMA	Sistema Integrado de Monitoração Ambiental
SIS	Sedimentos Inorgânicos em Suspensão
SPRING	Sistema de Processamento de Informações Geo-referenciadas
UFJF	Universidade de Juiz de Fora
TW	Transformada de Wavelet

1. INTRODUÇÃO

Os reservatórios hidrelétricos apresentam um grande número de benefícios sócio-econômicos como, por exemplo: produção de energia, opções para atividades recreativas e esportivas, pesca comercial, controle de inundações, suprimento de água, além da beleza estética (ÇAMDEVÝREN et al., 2005). Por outro lado, a criação de um reservatório acarreta em impactos no ambiente ao inundar a vegetação nativa do local onde foi construído, além colaborar com os gases de efeito estufa (VARFALVY, 2005).

A degradação deste sistema aquático e da qualidade de sua água pode causar uma série de impactos ambientais relacionados aos benefícios supracitados, como por exemplo, a descarga excessiva de esgotos ou de despejos agrícolas não-tratados em suas águas. Isto pode provocar a sua eutrofização, aumentando os custos do tratamento necessário para preservar a potabilidade da água (TUNDISI, 2003).

Grande parte dos sistemas de águas interiores é afetada pela eutrofização de origem antropogênica que pode ocasionar o aumento na biomassa vegetal e conseqüente redução da qualidade da água (DEKKER et al., 1992a). No entorno de um reservatório, de modo similar ao entorno de um lago, pode haver áreas agrícolas responsáveis pela entrada de fertilizantes que escoam para o corpo de água, com conseqüente impacto na qualidade da água. Como exemplo pode ser citado o reservatório hidrelétrico de Itumbiara, localizado na divisa dos estados de Minas Gerais e Goiás, lugar onde os processos externos afetam a qualidade de sua água. O uso e a ocupação do solo na região de Itumbiara são constituídos principalmente pela pecuária e agricultura, causando danos à qualidade da água por drenagem de produtos agro-químicos. Neste sentido, o planejamento do manejo e da gestão ambiental é necessário, pois regulamenta o uso dos recursos naturais e auxilia na definição de medidas de proteção e conservação (PAPASTERGIADOU, et al., 2007).

O desempenho das práticas de manejo e a conservação das águas de superfície representam um papel importante quanto ao aproveitamento das bacias hidrográficas de pequeno porte como mananciais que abastecem cidades. As condições naturais destes mananciais podem ser modificadas, pois o transporte de sedimentos em suspensão e de fundo, nos canais fluviais, resulta na alteração da qualidade da água e em assoreamento. Estes processos eliminam ou diminuem a vazão das fontes, modificam o comportamento de escoamento na calha dos canais fluviais e diminuem a vida útil de reservatórios (PINTO; GARCIA, 2005).

Como mencionado anteriormente, o estudo e o monitoramento dos parâmetros da qualidade da água de um reservatório, devem ser complementados pelo mapeamento do uso e cobertura do solo em seu entorno, assim como, pelo entendimento de suas respectivas dinâmicas. As modificações do ambiente natural devem ser avaliadas uma vez que os usos da terra nem sempre são compatíveis com a finalidade principal de uso de determinado corpo de água. A concentração de atividades de agricultura próximas ou sobre áreas úmidas pode vir a erodir o solo, destruir a vegetação natural e ameaçar as populações de organismos ali existentes (PAPASTERGIADOU et al., 2007). Sendo assim, o gerenciamento dos componentes terrestres e aquáticos não pode ser tratado separadamente e a unidade espacial mais apropriada para essa combinação é a da bacia hidrográfica (LIMA, 2001).

A qualidade da água é caracterizada pelas propriedades físicas, químicas e biológicas de um corpo de água. Esta pode ser degradada por diversos fatores como, por exemplo, a presença de lixo, nutrientes em excesso, microorganismos, pesticidas, metais pesados e sedimentos (LUI et al., 2003). Estas propriedades da qualidade da água podem ser monitoradas por estudos *in situ* e algumas propriedades tais como matéria orgânica dissolvida, sedimentos em suspensão e clorofila podem ser estudadas por sensoriamento remoto.

Com a degradação da qualidade da água, medidas de gestão e proteção dos recursos hídricos orientadas por pesquisas criteriosas são necessárias. Diversos estudos realizados em diferentes períodos em um mesmo corpo de água indicaram que as características físicas, químicas e biológicas do sistema apresentaram uma dinâmica temporal significativa. Sendo assim, para garantir a compreensão ampla dos processos ecológicos, um estudo limnológico deve considerar as escalas espaciais e temporais destes processos. Entretanto, muitos estudos limnológicos têm limitações de natureza espacial e temporal além de muitas vezes possuírem limitações financeiras e logísticas (PEDROSA; REZENDE, 1999).

No Brasil, a qualidade da água dos reservatórios tem apresentado, em geral, grandes alterações de seus estados tróficos, devido aos tipos de uso e ocupação das bacias hidrográficas. Para evitar essas alterações é necessário o manejo integrado dos reservatórios e para tal é fundamental o conhecimento aprofundado desses sistemas (CALIJURI, 1999). Para atingir esse conhecimento e então estabelecer o manejo adequado torna-se evidente a importância do monitoramento da qualidade da água, pois, além de registrar as variações espaço temporais, relaciona os diversos mecanismos do sistema hídrico com toda a sua bacia de drenagem (JONG et al., 1995).

A aplicação de técnicas de sensoriamento remoto pode auxiliar na superação da limitação espaço-temporal dos métodos tradicionais *in situ*, pois adquire informações necessárias em diferentes escalas espaciais e temporais, permitindo a análise estrutural dos ecossistemas aquáticos, assim como, de sua análise funcional de modo sinóptico. Este método pode ser usado de modo eficiente para prevenir, constatar e monitorar mudanças ocorridas no sistema aquático (DEKKER et al, 1992a). Com a aplicação das técnicas de sensoriamento remoto é possível avaliar as respostas decorrentes de perturbações introduzidas pela atividade humana, de modo a prever o impacto dessas ações sobre suas condições de sustentabilidade em médio e longo prazo (NOVO, 2005).

O sensoriamento remoto quando aplicado a ambientes aquáticos procura estudar 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. Entende-se por propriedades ópticas os componentes responsáveis pela alteração da resposta espectral do corpo de água. Estes componentes são principalmente: água pura, fitoplâncton, matéria orgânica dissolvida e material inorgânico em suspensão (IOCGG, 2000).

Ainda assim, pode ser encontrado na literatura (NOVO, 2007b) que o uso do sensoriamento remoto no monitoramento e gestão de recursos hídricos ainda é reduzido devido à grande parte dos sistemas de sensoriamento remoto ser voltado principalmente para aplicações terrestres, oceanográficas e meteorológicas. Outras questões abordadas referem-se sobre poucas pessoas capacitadas para trabalhar com este recurso, além da necessidade de mais conhecimento sobre as aplicações desta ferramenta.

Até recentemente, a maioria das aplicações de sensoriamento remoto em recursos hídricos continentais foi realizada com dados Landsat (ASSIREU et al., 2008; SUDHEER et al., 2006; BARBOSA, 2005; WANG et al., 2004; BRAGA, 1998). Entretanto, o sensor TM do satélite Landsat apresenta uma resolução espectral relativamente limitada quando comparado a outros sensores com maior número de bandas.

O sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS), utilizado principalmente para monitorar o oceano e estudar as complexas interações entre o oceano e as mudanças climáticas, possui maior resolução espectral e radiométrica. Este sensor vem se apresentando como uma importante fonte de dados de satélites para aplicações em corpos de água marinhos e continentais (KAMPEL; LORENZZETTI, 2007), sendo possível monitorar águas continentais em escalas regionais e globais (DEKKER et al, 1992a). Alguns trabalhos já foram realizados nesta área com o objetivo de estudar a qualidade da água em corpos de água continentais (POZDNYAKOV et al, 2005; NOVO et al., 2006; ALCÂNTARA, 2007; STECH et al., 2007; WU et al., 2007).

Assim, a hipótese deste trabalho é que parâmetros de qualidade da água de reservatórios de grande porte como o Reservatório de Manso, MT, podem ser estimados pelo uso do sensor MODIS

.Objetivo Geral

O objetivo deste trabalho é caracterizar espectralmente o corpo de água do Reservatório de Manso, MT, por meio de dados orbitais do sensor MODIS e dados *in situ*.

Objetivos Específicos

- Relacionar dados radiométricos com parâmetros de qualidade da água coletados *in situ*;
- Aplicar técnicas de agrupamento para compartimentar o reservatório.
- Analisar estatisticamente as séries temporais de dados *in situ* coletados por uma bóia SIMA;
- Correlacionar os dados *in situ* com os dados de estimativa por sensoriamento remoto obtidos por meio do sensor MODIS, para caracterizar os parâmetros de qualidade da água na área de estudo.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. Sensoriamento remoto da cor da água

O sinal detectado pelo sensor que estuda a cor da água é formado pelas seguintes contribuições principais: i) a luz espalhada pela atmosfera; ii) a luz refletida especularmente pela superfície do corpo de água; e iii) a luz emergente da água, após ter sido retroespalhada no interior do corpo de água. Somente a luz emergente da água contém informações úteis sobre o ambiente aquático e as contribuições atmosféricas e a reflexão especular devem ser corrigidas (KAMPEL; NOVO, 2005; IOCCG, 2000).

O corpo de água representa uma mistura complexa de diversos materiais dissolvidos e particulados que possuem propriedades ópticas características. Esses materiais interagem com a luz solar de forma diferenciada devido suas concentrações e naturezas, modificando a cor da água, pois eles absorvem e/ou espalham seletivamente a luz incidente. O fitoplâncton, por exemplo, tem propriedades específicas de absorção que modificam a cor da água, tornando-a mais esverdeada, amarelada ou avermelhada. As partículas inorgânicas presentes na água também modificam sua cor (KAMPEL; NOVO, 2005).

Diversos sensores orbitais imageam os corpos de água nas faixas do visível e infravermelho do espectro eletromagnético. A informação a respeito da concentração de clorofila e de outros componentes opticamente ativos presentes na água, é dada pela radiância emergente, L_w (water leaving radiance). Essa radiância representa menos que 10% do sinal total medido pelo sensor orbital na banda do azul. Esta porcentagem relativa é menor nas bandas do verde e do vermelho. O sinal é ainda influenciado pelo ângulo de visada do satélite e pela geometria de iluminação do sol. Para normalizar esses dois fatores, vários modos têm sido empregados para o cálculo da radiância normalizada emergente da água, $[L_w]N$ (normalized water leaving radiance). Esta normalização requer um entendimento tanto da natureza bidirecional da radiância

ascendente logo abaixo da superfície da água, assim como, de sua interação com a interface ar-água (GORDON; MOREL, 1983).

Os tipos de água podem variar de acordo com o material dominante presente. Quando se trata de águas oceânicas, estas são referidas tipicamente como Águas do Caso I, pois sua resposta espectral é reconhecida pela presença de fitoplâncton e materiais covariantes a ele (como microorganismos heterotróficos e matéria orgânica dissolvida derivada destes organismos). As águas continentais ou costeiras são conhecidas como Águas do Caso II, pois sua resposta espectral é formada pela somatória da presença de fitoplâncton mais outros componentes opticamente ativos que variam independentemente. Esses componentes são os sedimentos inorgânicos em suspensão e a matéria orgânica dissolvida. Outro fator importante que pode influenciar as águas do Caso 2 em regiões rasas e transparentes é o efeito do fundo (bottom effect) (IOCCG, 2000).

Conhecer o tipo de água com que se trabalha é um fator importante, pois já é fato relativamente conhecido na literatura que os algoritmos empíricos para a cor do oceano desenvolvidos para águas oceânicas, tipicamente do Caso I, falham em regiões costeiras e de águas interiores, tipicamente do Caso II, superestimando as estimativas de concentração de clorofila (MOREL; BÉLANGER, 2006).

A cor da água pode ser modificada pela estrutura angular zenital do campo de luz incidente, assim como a reflectância de sensoriamento remoto, ou seja, pelas propriedades ópticas aparentes (POA). As POA são influenciadas pela distribuição angular do campo de luz, assim como pela natureza e quantidade de substâncias presentes no meio. Interpretações quantitativas do sinal detectado remotamente em termos dos componentes da água requerem que se identifiquem e se isole o efeito sobre o sinal causado por variações no campo de luz incidente. Portanto, é importante, para a modelagem da cor da água, expressar a reflectância de sensoriamento remoto em termos das propriedades opticamente inerentes (POI). As POI independem de variações na

distribuição angular do campo de luz incidente, sendo determinadas somente pelo tipo e pela concentração das substâncias presentes no meio. As POI de relevância são o coeficiente de absorção a , que determina a taxa exponencial de decaimento do fluxo radiante por unidade de caminho óptico da luz no meio, e por unidade de fluxo incidente, por causa dos processos de absorção; e o coeficiente de espalhamento b , que define similarmente a taxa de decaimento exponencial do fluxo devido ao espalhamento. Ambos possuem dimensões $[L^{-1}]$. O coeficiente de retroespalhamento b_b , pode ser derivado das propriedades inerentes e é definido como a integral da função de espalhamento de volume $\beta(\chi)$ em todas as direções opostas às de incidência ($\chi > 90^\circ$).

2.2. Resposta espectral dos componentes opticamente ativos

A interação entre os componentes opticamente ativos (COAs) presentes na água determina o comportamento espectral da luz que penetra, ou é refletida por esta camada. Isto é resultado direto das POI das moléculas de água, das substâncias dissolvidas e das partículas presentes. Para as POI é importante ressaltar que os efeitos dos diferentes componentes são aditivos, ou seja, se um corpo de água possui sedimentos, fitoplâncton e substâncias dissolvidas, os coeficientes de absorção e de espalhamento totais são a soma dos coeficientes de cada um desses componentes mais aqueles das moléculas de água (KIRK, 1994).

O comportamento espectral da água pura é determinado, basicamente, pela absorção e espalhamento molecular nos comprimentos de onda mais curtos da radiação eletromagnética (REM). Em águas naturais, a reflectância passa a ser, também, função dos COAs presentes na água (MOBLEY, 2004) (Figura 2.1).

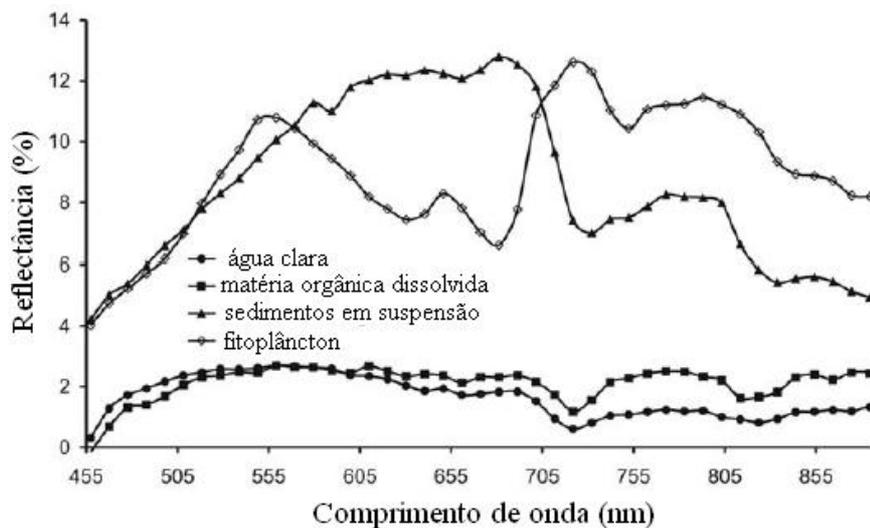


Figura 2.1 Comportamento espectral do fitoplâncton, sedimentos em suspensão, matéria orgânica dissolvida e água clara.
Fonte: Rudorff et al. (2006).

Devido à presença dos COAs, o intervalo de 400 a 700nm (faixa visível), além do infravermelho próximo, é o mais adequado para o estudo de corpos de água (KISHINO et al., 1984; DEKKER et al., 1992b; QUIBELL, 1991).

A clorofila-*a* é o pigmento mais comumente encontrado nos organismos de produção primária e por isso sua concentração (*chl-a*) é normalmente usada como índice da biomassa fitoplanctônica. Apesar de ser o principal pigmento fotossintetizante, também há outros pigmentos auxiliares presentes nas células fitoplanctônicas que podem alterar a cor da água (LEE; CARDER, 2004; FUJIKI; TAGUCHI, 2002; IOCCG, 2000; SATHYENDRANATH et al., 1987; BRICAUD et al., 1983)

A *chl-a* possui picos específicos de absorção da luz visível, na faixa do azul e na faixa do vermelho e picos de reflectância na faixa do verde e infra-vermelho próximo (GITELSON, 1992). Os picos de absorção podem ser mascarados quando também estão presentes outros constituintes opticamente ativos como sedimentos em suspensão ou

matéria orgânica dissolvida na água (QUIBELL, 1991; DEKKER et al., 1992b; HAN; RUNDQUIST, 1997).

Dekket et al. (1991;1992b) não recomendam trabalhar com comprimentos de onda menor que 500 nm quando se estudam corpos de água continental porque há uma forte absorção entre os comprimentos de onda 400-500 nm devido a presença de matéria orgânica dissolvida e pigmentos fotossintetizantes. Além disto, ocorre alta influência da atmosfera nos comprimentos de onda menores e diminuição da sensibilidade dos sensores remotos a comprimentos de onda menores a 450 nm. Os autores sugerem que para a detecção da presença de chl-*a*, seja utilizado o comprimento de onda em 685 nm, onde há um pico de absorção. Quando o corpo de água apresenta um cenário eutrofizado, este pico se desloca para 715 nm. Quibell (1991) demonstrou que à medida que se adicionava sedimentos em suspensão, o pico de reflectância em 550 nm de uma determinada espécie de alga apresentava um deslocamento para comprimentos de ondas maiores.

A matéria orgânica dissolvida (MOD) altera a cor da água, tornando-a mais escura e é proveniente da excreção e decomposição de organismos terrestres e aquáticos. Possui coloração marrom-amarelada devido aos compostos húmicos e aos íons de ferro (Fe) e manganês (Mn) presentes na sua constituição (WETZEL, 2001). Sua presença é um dos maiores constituintes de ecossistemas lacustres e constitui de fonte de carbono para bactérias heterotróficas residentes em lagos fazendo delas parcialmente independentes da produção primária destes corpos de água.

A maior dificuldade de estudar o MOD através do sensoriamento remoto é devida, em parte, à baixa reflectância da água e à grande atenuação atmosférica. Outro problema é quando os sensores orbitais não apresentam boa relação sinal/ruído e conseqüentemente, baixa sensibilidade. Da mesma forma, as bandas espectrais dos sensores orbitais devem ser estreitas o suficiente para permitir uma correção atmosférica precisa (JENSEN, 2000) Mesmo assim, a MOD deve ser considerada ao estudar a composição espectral da

água, pois sua absorção afeta o sensoriamento remoto de parâmetros da qualidade de água tais como pigmentos fotossintetizantes e concentração de sedimentos em suspensão (LIU et al, 2003; KUTSER et al., 2005), pois reduz a radiação eletromagnética no meio aquático. A absorção do MOD diminui exponencialmente de acordo com o aumento do comprimento de onda (GITELSON; KEYDAN, 1990; KUTSER et al. 2005).

A concentração de sedimentos inorgânicos em suspensão (SIS) depende da descarga de água fluvial por meio da rede de drenagem ou de esgotos domésticos e industriais. A concentração excessiva diminui o fluxo dos rios, influencia na turbidez da água e, portanto, a claridade da mesma, afetando a biota do ambiente além de afetar o potencial de lazer dos corpos d' água (JENSEN, 2000).

Um dos maiores problemas do sensoriamento remoto em relação ao SIS na água é discriminar os efeitos da turbidez causada pelos sedimentos oriundos da atividade fitoplanctônica. Este problema é acentuado ao se estudar lagos e reservatórios devido à condição trófica. Ouillon et al. (2008) demonstraram que a medida que se aumenta a turbidez da água, a resposta espectral se dá em comprimento de ondas maiores. Goodin et al. (1993), demonstraram, ao estudar a resposta fitoplanctônica, que as curvas de reflectância sofrem um deslocamento de um pico bem definido em 550 nm, quando a água está pouco turbida, para um pico mais extenso e achatado que vai de 550 nm a 650 nm em águas com níveis mais altos de turbidez. Esse resultado mostra o mascaramento do pico na faixa do verde devido aos sedimentos em suspensão.

A resposta espectral do sedimento em suspensão também varia de acordo com sua granulometria (CABRAL et al., 1990) e a origem e cor do sedimento, sendo que no intervalo de 550 a 570 nm é observado um espalhamento maior (GILTENSON; KEYDAN, 1990; CHOBEY; SUBRAMANIAN, 1991).

2.3. Reflectância de sensoriamento remoto

Para as medidas de campo sobre a cor da água, a reflectância de sensoriamento remoto (R_{rs}) é um parâmetro importante a ser medido, pois fornece informações quantitativas e qualitativas dos COAs significantes no corpo de água estudado. Este parâmetro estabelece uma relação importante entre as imagens geradas pelos sensores de satélites e as concentrações *in situ* de COAs (LEE et al, 1997; TOOLE et al., 2000; LUBAC;LOISEL, 2007).

Vários modelos de cor da água foram desenvolvidos para informar os constituintes destas a partir de medições de R_{rs} . Como estes modelos evoluem continuamente, seu sucesso depende das estimativas da R_{rs} realizada em campo. Além disso, as calibrações das radiâncias determinadas pelos sensores a bordo de satélites também dependem da precisão da R_{rs} determinada em campo.

Para cumprir com as metas científicas esperadas, o projeto do SeaWiFS especificou um máximo de 5% de incerteza para as estimativas de R_{rs} em campo mas Toole et al. (2000) demonstraram que os valores de incerteza passam em muito o máximo esperado pelo SeaWiFS, principalmente devido a remoção dos valores de radiância do céu. Lee et al. (1997) propõem que para a calibração dos sensores ou de algoritmos derivados de sensores que medem a cor do oceano, deve-se não apenas comparar os valores de R_{rs} como também comparar os coeficientes de absorção derivados do R_{rs} .

O R_{rs} pode ser definido pela razão da radiância ascendente $L_{uw}(\nu, \varphi, z)$ pela irradiância descendente $E_d(z)$ onde ν é o ângulo zenital, φ é o azimute, e z é o eixo vertical ascendente das coordenadas. Este parâmetro era normalmente calculado ao usar perfis de radiância e irradiância da água, mas no caso de águas túrbidas e/ou costeiras, esses perfis eram difíceis de ser adquiridos devido ao sombreamento do próprio equipamento que realizava a perfilagem. Por isso as medidas passaram a ser feitas acima da superfície (LEE et al, 1997).

Normalmente são usados valores de radiância no nadir sobre a superfície da água, portanto sendo $z = 0$, $\nu = \pi$, a dependência do φ desaparece. Deste modo a R_{rs} quando apenas acima da superfície é apresentada na seguinte Equação (2.1) (OLSZEWSKI; DARECKI, 1999):

$$R_{rs}(0^+) = \frac{L_{uw}(\pi, 0^+)}{E_d(0^+)} \quad (2.1)$$

E quando abaixo da superfície (Equação 2.2):

$$R_{rs}(0^-) = \frac{L_{uw}(\pi, 0^-)}{E_d(0^-)} \quad (2.2)$$

A reflectância de sensoriamento remoto também é referida na literatura como uma função única das POI presentes na água, sendo proporcional ao coeficiente de retroespalhamento ($b_b(\lambda)$) e inversamente proporcional ao coeficiente de absorção ($a(\lambda)$). O ($a(\lambda)$) determina a taxa exponencial de decaimento do fluxo radiante por unidade de caminho óptico da luz no meio, e por unidade de fluxo incidente, por causa dos processos de absorção. O ($b_b(\lambda)$) é a integral da função de espalhamento de volume $\beta(\chi)$ em todas as direções opostas às de incidência ($\chi > 90^\circ$) (KAMPEL; NOVO, 2005). Então, o padrão espectral do $R_{rs}(\lambda)$ é controlado principalmente pela razão espectral $b_b(\lambda)/a(\lambda)$ ou por $b_b(\lambda)/(a(\lambda) + b_b(\lambda))$ quando em águas túrbidas (FROIDEFOND et al., 2002; ALBERT; MOBLEY, 2003; LUBAC; LOISEL, 2007)

Atualmente, muitos trabalhos utilizam as medidas de R_{rs} para estimar os COAs da água e tentam gerar algoritmos empíricos para modelar estas estimativas além de simular bandas de sensores multiespectrais tais como MERIS e MODIS. Os trabalhos realizados demonstraram bons resultados com os métodos empregados (KAMPEL et al., 2009; GITELSON, et al., 2008; ZHANG et al., 2008; LUBAC; LOISEL, 2007; RUDORFF et al. 2007b; TZORTZIOU et al., 2007).

2.4. Reflectância da superfície (Produto MOD09 e MYD09)

A primeira plataforma do EOS foi denominada Terra e foi lançada em 18 de dezembro de 1999. A segunda plataforma, Aqua, foi lançada em 04 de maio de 2002, com seis instrumentos a bordo e tem como principal objetivo auxiliar na coleta de informações sobre o ciclo da água na Terra. Entre os instrumentos a bordo está o principal deles, MODIS, que fornece informações tais como fluxos de energia radioativa, fitoplâncton e matéria orgânica dissolvida de corpos de água (RUDORFF et al., 2007).

O sensor MODIS possui alta resolução radiométrica (12 bits) em 36 bandas espectrais dentro dos intervalos de 0,4 a 14,4 μm do espectro eletromagnético. Duas bandas são adquiridas na resolução espacial de 250 m, outras cinco na resolução de 500 m e as demais 29 bandas em 1 km. Desses 36 canais espectrais, nove bandas no visível e infravermelho próximo (entre os comprimentos de onda de 412 nm a 869 nm) foram criadas especificamente com uma alta sensibilidade radiométrica para trabalhar com aplicações de cor de água (FRANZ et al., 2007; BARNES et al., 2003).

O produto de reflectância da superfície terrestre é oriundo do sensor MODIS e tem sido indicado para estudos dos sistemas aquáticos continentais. Este produto possui sete bandas distribuídas na região do visível e infravermelho (0,648 μm ; 0,858 μm ; 0,470 μm ; 0,555 μm ; 1,240 μm ; 1,640 μm ; 2,130 μm). Quando pertencente ao sensor MODIS Terra chama-se MOD09 e quando pertencente ao sensor MODIS Aqua chama-se MYD09 (RUDORFF et al., 2007).

O MYD09 utiliza um algoritmo de correção atmosférica que remove os efeitos de espalhamento e absorção de gases e aerossóis, efeitos da geometria de visada e iluminação, além da presença de nuvens esparsas. Este processamento é realizado no produto MODIS nível 1B (L1B) que contém radiâncias calibradas e geolocalizadas geradas a partir dos níveis digitais dos arquivos L1A. Indicadores de qualidade dos dados, estimativas de erros e dados adicionais de calibração também são incluídos no nível 1B (KAMPEL; LORENZZETTI, 2007).

De acordo com NOVO et al. (2007), a partir do processamento das imagens do produto MYD09, dois tipos de informações podem ser obtidos sobre os sistemas aquáticos continentais: i) informação espacial sobre os corpos de água e sua alteração temporal em razão das funções de força climáticas, antrópicas e socioeconômicas; e ii) informação espectral e radiométrica sobre a superfície e a composição da coluna de água (cor e brilho da água). A cor e o brilho do corpo de água estão relacionados à concentração de COAs na água.

A Tabela 2-1 a seguir mostra as informações que podem ser derivadas do produto MODIS MYD09.

Tabela 2-1 Informações possíveis de serem derivadas do produto MYD09

Banda	Largura de Banda (nm)	Aplicações em sistemas aquáticos continentais do produto MOD09	Resolução espacial
1	620-670	Sensível a variações na concentração de partículas inorgânica em suspensão	250m
2	841-876	Permite delimitar a superfície de água livre dos lagos e auxilia mapear o limite entre água e vegetação	250m
3	459-479	Sensível à presença de matéria orgânica dissolvida na água	500m
4	545-565	Sensível ao espalhamento pelas células fitoplanctônicas	500m

Fonte: Adaptado de Novo, 2007.

3. ÁREA DE ESTUDO

O Reservatório de Manso localiza-se no Estado de Mato Grosso, próximo ao Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, entre as seguintes coordenadas: 14°14' – 15°20'S e 55°20' – 60°00'W (Figura 3.1). O Rio Manso, onde o reservatório se localiza, é o principal afluente do Rio Cuiabá. (BALASSA et al., 2004).

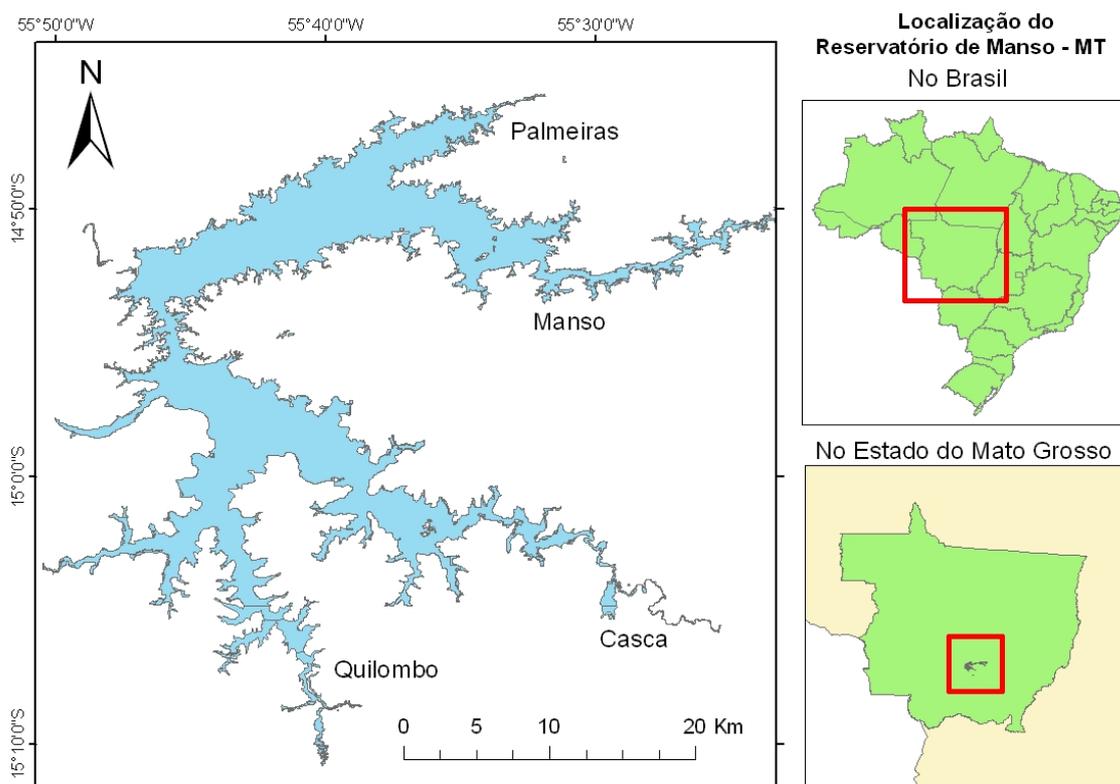


Figura 3.1 - Localização do Reservatório de Manso no Estado do Mato Grosso, Brasil.

3.1. Histórico

Em 1975, a barragem localizada nas coordenadas 14°52'14"S – 55°47'7"W foi construída pelo Departamento de Obras Contra a Seca (DNOCS) como uma obra específica para irrigação. Este empreendimento também teve como propósito, a redução de cheias em Cuiabá e a regularização de vazões na região. A principal razão para a sua

concepção foi a ocorrência de uma grande enchente em março de 1974 que inundou oito municípios ribeirinhos, entre estes, a cidade de Cuiabá (ODI, 2005).

Com a demanda por energia elétrica, em 1988, a construção da usina hidrelétrica foi iniciada, e após uma paralisação de quase uma década, a construção foi retomada e o reservatório foi inundado em 1999 pela companhia Furnas Centrais Elétricas S.A. O enchimento durou de novembro de 1999 a fevereiro de 2000, inundando trecho do Rio Manso, assim como trecho da montante e das porções inferiores dos rios Casca, Palmeiras e Quilombo. A área inundada totalizou 427 km² (BALASSA et al., 2004; LULA, 2003; ODI, 2005; HYLANDER et al., 2006).

3.2. Ciclo hidrológico da região

A bacia do Alto Paraguai, região onde está inserido o reservatório de Manso apresenta clima tropical com duas estações distintas: seca de abril a agosto e chuvosa de setembro a março (HYLANDER et al., 2006). A Figura 3.2 apresenta o ciclo de precipitação acumulada do reservatório desde outubro de 2002 até 30 de setembro de 2007 e nota-se que o maior índice de pluviosidade é observado entre o período de outubro a abril. Estes dados foram obtidos pelo portal do Projeto O Balanço de Carbono em Reservatórios Hidrelétricos, Reservatórios de Furnas Centrais Elétricas S.A. (<http://www.dsr.inpe.br/projetofurnas/>). A precipitação anual varia entre 800 e 1600 mm, sendo que as precipitações máximas ocorrem na cabeceira do reservatório. A região do reservatório apresenta evapotranspiração potencial média anual entre 3,6 mm/dia e 4,3 mm/dia, temperatura média de 22 a 26°C e temperatura mínima média anual entre 17 e 20°C (MUSSIS, 1997 *apud* ODI, 2005).

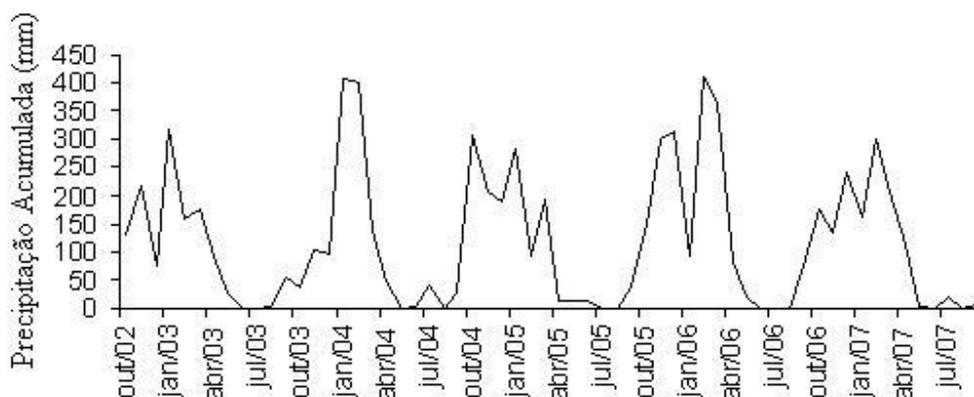


Figura 3.2 - Precipitação acumulada do reservatório de Manso durante os anos de outubro de 2002 e setembro de 2007. Fonte: Projeto O Balanço de Carbono em Reservatórios Hidrelétricos, Reservatórios de Furnas Centrais Elétricas S.A.

3.3. Características do reservatório

O rio Manso possui águas mais profundas, quentes, alcalinas, de maior condutividade e dureza, com maior concentração de nutrientes e diversidade de grupos fitoplanctônicos que o rio Casca. Este possui água mais ácida e com maiores concentrações de material em suspensão, após receber as águas do rio Quilombo (OLIVEIRA, 2006).

A área inundada é principalmente formada por arbustos, embora algumas regiões apresentem mata ciliar. As árvores não foram retiradas antes do enchimento do reservatório e agora, estão parcialmente submergidas na água com seus galhos expostos ao ar e se decompondo lentamente. Durante a decomposição, a matéria orgânica morta demanda boa parte do oxigênio dissolvido na água, alterando a qualidade da água no reservatório, assim como, de sua biota (HYLANDER et al., 2006).

O volume total de água acumulada é de $7,3 \times 10^9 \text{ m}^3$, do qual $2,9 \times 10^6 \text{ m}^3$ são usados para a geração de eletricidade, com uma profundidade máxima igual a 72 m. A potência esperada na geração de energia é de 212 MW (OLIVEIRA, 2006; FURNAS, 2008) e no primeiro ano após a inundação, a hidrelétrica gerou apenas 40% de sua capacidade prevista (ALVES, 2000). De acordo com Oliveira (2006), a hidrelétrica permitirá a

irrigação de mais de 50.000 hectares de plantações além de favorecer o turismo, o lazer e a piscicultura na região. A seguir, observa-se a Tabela 3-1 com as características gerais do Reservatório de Manso.

Tabela 3-1– Características gerais do Reservatório de Manso

Características	
Rio principal	Manso
Área de drenagem da bacia	9.400 km ²
Características biogeográficas	Cerrado
Média da temperatura do ar	26°C
Temperatura extremas do ar	13-33°C
Média de precipitação anual	1750 mm
Ano de enchimento completo	2000
Área de superfície inundada	325-378 km ²
Profundidade máxima	60 m
Profundidade média	17,4 - 18,8 m
Potência de geração de energia	210 MW

No que diz respeito à área que circunda o reservatório, os solos mais próximos ao corpo de água possuem, geralmente, cor vermelha devido à presença de óxidos de ferro. A paisagem ao redor do reservatório é dominada por pequenos morros cobertos por uma vegetação arbustiva resistente à seca e com árvores altas esparsas. Na parte mais seca dos morros se encontram fazendas de pequeno porte dedicadas à pecuária (HYLANDER et al., 2006).

Valério et al. (2009) construíram dois mapas de uso do solo do entorno do reservatório de datas anteriores e posteriores à inundação do reservatório, utilizando imagens Landsat-TM. Foram consideradas as seguintes classes temáticas: (i) água, refere-se ao corpo de água do reservatório e os cursos de água mapeáveis, (ii) cerrado, considerado todas as suas fitofisionomias, incluindo as matas de galeria, (iii) cidade, (iv) cultura – considerando as áreas agrícolas e (v) pastagem (Figura 3.3 e Figura 3.4).

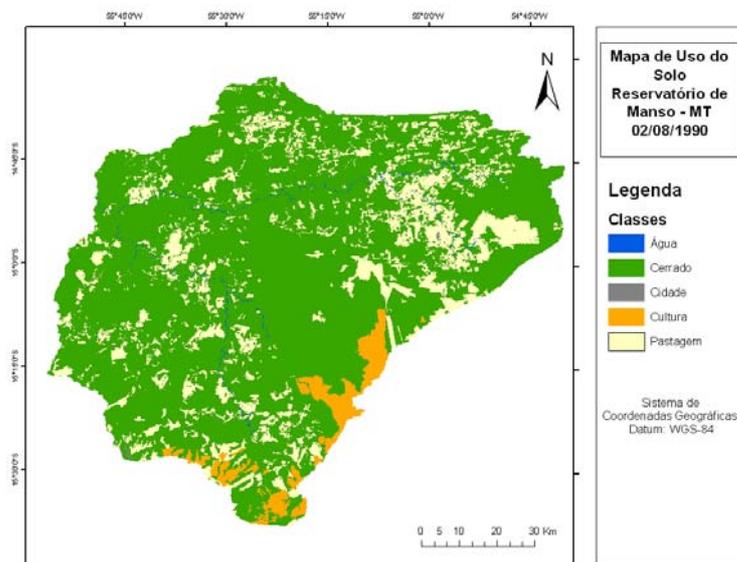


Figura 3.3 - Mapa do uso do solo na bacia hidrográfica do reservatório de Manso, MT, obtido a partir da classificação digital de imagens Landsat/TM (226-070 e 226-071) de 02/08/1990.

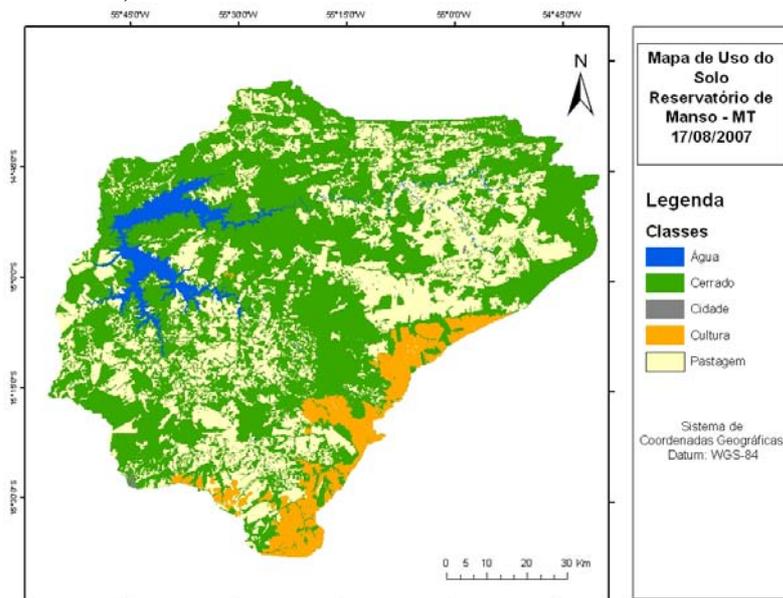


Figura 3.4 - Mapa do uso do solo na bacia hidrográfica do reservatório de Manso, MT, obtido a partir da classificação digital de imagens Landsat/TM (226-070 e 226-071) de 17/08/2007.

Fonte: Valério et al. (2008).

As áreas referentes a cada classe temática foram calculadas no ambiente SPRING (Tabela 3-2).

Tabela 3-2 Áreas mapeadas da microbacia do rio Cuiabá antes e depois da criação do reservatório de Manso.

Classes	Área (km ²)	
	Antes	Depois
Água	43,43	366,6
Cidade	4,3	5,3
Cerrado	7407,81	5567
Cultura	377,5	625,9
Pastagem	1797,93	3.066,30
TOTAL	9.631,10	9.631,10

De acordo com Valerio et al. (2009), neste intervalo de 17 anos, houve um aumento nas áreas de cultura e pastagem e conseqüentemente um decréscimo na área do cerrado, principalmente nas áreas do entorno do reservatório.

Diversos trabalhos já foram realizados no reservatório sobre a qualidade da água e a biota presente, além de estudos de cunho social, com o apoio da empresa FURNAS Centrais Elétricas S.A, como pode ser observado na Tabela 3-3. Todas as pesquisas supracitadas foram desenvolvidas com medições *in situ*.

Tabela 3-3 - Exemplos de trabalhos realizados no Reservatório de Manso, MT, Brasil.

Autores	Ano	Tema
Mello et al.	2005	metabolismo planctônico
Mendonça et al.	2004	sedimentação
Silva et al.	2005	dinâmica fitoplanctônica
Del'Duca et al.	2004	densidade bacteriana
Barros et al.	2004	variação da intensidade luminosa
Ferreira et al.	2004	produção fitoplanctônica
Duque-Estrada et al.	2004	variação nictemeral
Balassa et al.	2004	dieta de peixes
Hylander et al.	2006	peixes

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Na Figura 4.1, é apresentado o fluxograma dos métodos empregados para o desenvolvimento deste estudo.

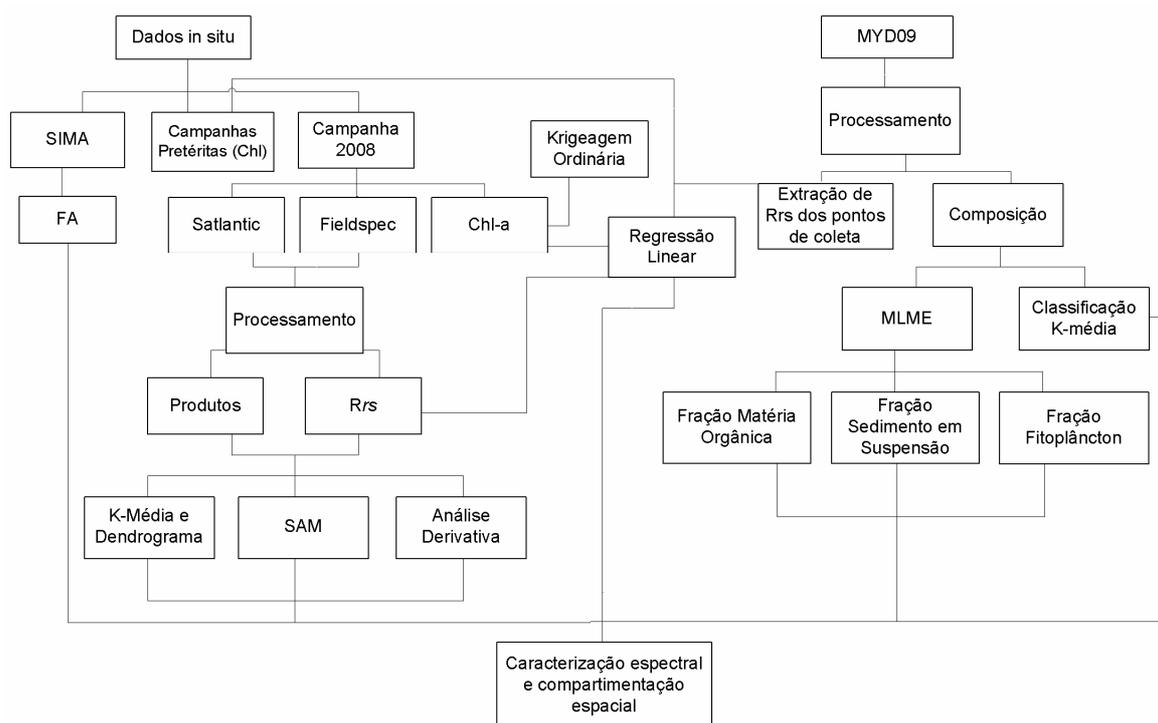


Figura 4.1 Fluxograma dos métodos utilizados na dissertação

Foram utilizadas basicamente duas fontes distintas de dados, sendo uma *in situ* e outra por meio de imagens MYD09. Os dados *in situ* utilizados, por sua vez, possuíram diferentes origens: bóia instrumentada e fundeada no reservatório (SIMA), campanhas pretéritas e campanha de 2008. Com objetivo de estudar a variabilidade temporal foi aplicada a técnica de fragmentação assimétrica (FA) nas séries temporais de parâmetros medidos pela bóia SIMA fundeada no reservatório. Durante a campanha de 2008 foram utilizados os espectrorradiômetros FieldSpec e Satlantic que após o processamento necessário, gera valores de R_{rs} e produtos de qualidade da água respectivamente. A

partir deste resultado foram aplicadas técnicas de análises dos espectros obtidos para realizar uma caracterização espectral do corpo de água do reservatório de Manso. Com os dados de concentração de clorofila-*a* medido em laboratório a partir de águas coletadas em diferentes profundidades, foi realizada a krigeagem ordinária para visualizar a espacialização da chl-*a*. Também foram obtidos dados de chl-*a* de campanhas pretéritas. As imagens MYD09 foram processadas e de estas foram extraídos os valores de R_{rs} para os mesmos pontos e dias das coletas da campanha de 2008 e pretéritas. Com as informações de R_{rs} medidas por satélite e *in situ* (FieldSpec) durante a campanha de 2008 assim como os dados chl-*a* de 2008 e anteriores, foram realizadas regressões lineares para verificar a concordância destes dados. Ainda com as imagens MYD09 para os dias da coleta de 2008 foi realizada uma composição para diminuir a presença de nuvens e com a imagem gerada foi realizado um modelo de mistura espectral (MLME) que gerou três frações: clorofila, matéria orgânica e sedimento em suspensão. Também foi realizada uma classificação não supervisionada K-média na imagem. O MLME e o K-média foram aplicados na composição MYD09 para averiguar se o sensor MODIS foi capaz de registrar as variações ópticas observadas pelos dados *in situ*.

4.1. Dados in situ

4.1.1. Trabalho de campo

Com o objetivo de se obter medidas de R_{rs} , foi realizada uma campanha de campo para a coleta de dados de radiometria *in situ* durante o período do dia 29 de fevereiro ao dia 02 de março de 2008. Antes de realizar as medidas radiométricas *in situ*, as placas de referência de campo e de laboratório foram calibradas para gerar o fator de correção (*K*) para as medidas realizadas posteriormente em campo. As medidas radiométricas realizadas seguiram o protocolo de aquisição sugerido por Fougnie et al. (1999) e utilizado em áreas oceânicas por Kampel et al. (2009), Rudorff et al. (2007b), Souto et al. (2005).

Os dados radiométricos coletados com radiômetros hiper-espectrais foram utilizados como verdade de campo para comparar com as imagens do sensor MODIS. Para realizar as medições radiométricas foram utilizados os seguintes radiômetros hiper-espectrais: FieldSpec Hand Held e Satlantic. O FieldSpec Hand Held apresenta campo de visada entre 5° e 15°, resolução espectral de 3nm e intervalo espectral de 350 a 1100 nm. O Satlantic é um perfilador subaquático que mede a reflectância espectral em 136 canais com comprimentos de onda variando entre 350 a 800 nm. Com o Satlantic foram medidos parâmetros limnológicos como a temperatura, além das POA (chl-*a*, PAR, K_d) e POI (coeficiente de retroespalhamento das partículas).

Ao todo, foram realizadas 20 coletas com medidas concomitantes do Fieldspec e Satlantic. As medidas foram realizadas ao longo do braço principal do reservatório de Manso, o rio Manso (Figura 4.2). Devido a problemas metereológicos e técnicos, os pontos de 11 a 16 e o 18 não puderam ser coletados por meio do Fieldspec e os pontos de 6 a 10 por meio do Satlantic. Os pontos de coleta foram selecionados de modo a também atender os interesses de outros colaboradores do projeto, como a Universidade de Juiz de Fora, que já havia participado de campanhas pretéritas na área de estudo.

Também foram coletadas amostras de água para a determinação da concentração de clorofila, através da técnica de espectrofotometria como descrito em Marker e Jinks (1982), em três profundidades: superfície, meio (10 m aproximadamente) e fundo (20 m aproximadamente) para os pontos de 1 a 5; 16 e 17; e de 18 a 20. Estas medidas *in situ* foram realizadas em colaboração com a UFJF.

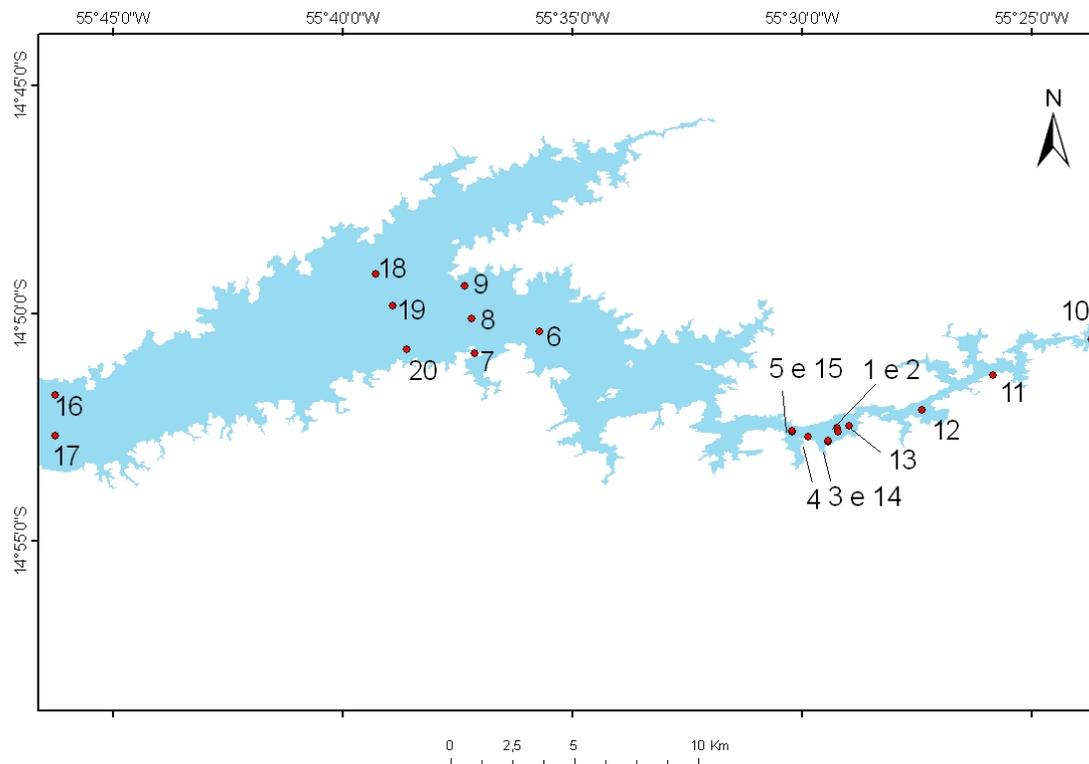


Figura 4.2 - Pontos de coleta realizados durante o período de 29 de fevereiro a 02 de março de 2008 no braço Manso, do reservatório de Manso, MT, Brasil.

4.1.2. Processamento dos dados radiométricos in situ

Os dados brutos das medições radiométricas foram importados para uma planilha Excel a fim de se escolher o melhor conjunto de dados para ser utilizado no decorrer da análise. Os dados hiper-espectrais foram integrados para simular os intervalos das bandas do sensor multi-espectral MODIS, de acordo com a técnica de integração de retângulos descrita em Souto et al. (2005) e Kampel et al. (2009). Desta forma a comparação entre os dados hiper-espectrais e multiespectrais se torna viável. A partir do fator de correção f_c , a medida radiométrica da placa utilizada em campo foi corrigida. Deste modo foi possível calcular a R_{rs} de acordo com Mobley (1999) através da Equação 4.1:

$$R_{rs} = \frac{L_w(0+)}{E_d(0+)} = \frac{L_u(0+) - \rho L_{sky}(0+)}{E_d(0+)} \quad (4.1)$$

Onde:

$L_w(0+)$ é a radiância emergente da água; $E_d(\lambda)$ é a irradiância espectral incidente na superfície do corpo de água; L_u é a radiância ascendente que chega ao sensor; $\rho L_{sky}(0+)$ representa a radiação proveniente do céu (*skylight*) na interface ar-água, e depende do azimute, geometria de aquisição de dado, velocidade do vento e rugosidade da superfície. Neste trabalho, foi assumido para ρ o valor de 0,028, de acordo com Mobley (1999). L_{sky} é a radiância difusa proveniente do céu e que não possui informação sobre a água.

$E_d(\lambda)$ foi calculado através da medida da radiância, $L(\lambda)$, de uma placa branca *Spectralon* (MOBLEY, 1999). Assim, $E_d(\lambda)$ é dada pela seguinte Equação 4.2:

$$E_d(\lambda) = L(\lambda) \times f_c \times \pi \quad (4.2)$$

Onde:

f_c é um fator de correção calculado em laboratório pela razão entre $L(\lambda)$ de uma placa de referência padrão e $L(\lambda)$ da placa *Spectralon* utilizada em campo (KAMPEL et al., 2009).

4.1.3. Campanhas Pretéritas

Com o objetivo de complementar as informações sobre a qualidade da água do reservatório de Manso, foram utilizados os 17 dados de concentração de clorofila-*a* (chl-*a*), coletados em superfície pela Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF) durante os períodos de 22/03/2004 a 25/03/2004 e 19/07/2004 a 22/07/2004..

4.1.4. Bóia SIMA

O Sistema Integrado de Monitoração Ambiental (SIMA) foi desenvolvido a partir da ação conjunta entre a Universidade do Vale do Paraíba (UNIVAP) e do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) para fornecer uma ferramenta útil ao gerenciamento e controle ambiental de recursos hídricos. Para a coleta dos dados, o SIMA utiliza um sistema autônomo de bóia fundeada (Figura 4.3) onde estão instalados sensores. Os dados coletados em intervalos de tempo pré-programados são transmitidos via satélite, em tempo quase real (LORENZZETTI et al., 2005) e estão disponibilizados através do portal do Projeto Balanço de Carbono, Reservatórios de Furnas Centrais Elétricas S.A. (<http://www.dsr.inpe.br/projetofurnas/>).



Figura 4.3 - Foto do SIMA fundeado.

A bóia SIMA no reservatório de Manso foi fundeada nas coordenadas geográficas $14^{\circ}52'12,30''S$ – $55^{\circ}46'12,90''W$. Os dados utilizados para o desenvolvimento do trabalho proveniente da bóia SIMA foram: concentração de clorofila-*a*, intensidade e direção do vento e estão concentrados nos períodos de fevereiro a outubro de 2007 e fevereiro a outubro de 2008. Devido a algumas lacunas, a série temporal foi interpolada e estes dados foram analisados pela técnica de Fragmentação Assimétrica, cujo procedimento será descrito oportunamente.

Para a caracterização hidrológica do reservatório foram utilizados os dados de nível da água do reservatório e precipitação acumulada, também disponibilizados no portal do Projeto Balanço de Carbono, Reservatórios de Furnas Centrais Elétricas S.A. Estes

dados compreendem os anos de 2002 a 2007. As informações sobre pluviosidade durante a época do campo (março de 2008) foram obtidas no banco de dados meteorológicos disponibilizados no portal Plataforma de Coleta de Dados, Dados Meteorológicos, hidrológicos e ambientais de PCDs (<http://satelite.cptec.inpe.br/PCD/>). Foram utilizados os dados de pluviosidade para a cidade de Cuiabá que se encontra aproximadamente a 60 km de distância do reservatório, sendo esta a cidade mais próxima com dados disponíveis.

4.1.5. Krigeagem Ordinária

A krigeagem ordinária foi utilizada para espacializar a presença de b_{bp} e chl- a no reservatório, ao interpolar os dados de chl- a e b_{bp} coletados *in situ*. Os dados de b_{bp} foram medidos utilizando o perfilador Satlantic enquanto que os de chl- a foram medidos em laboratório pela UFJF para as profundidades de superfície, 10 e 20 metros aproximadamente.

A krigeagem é um algoritmo de inferência ou interpolação geoestatístico baseado na análise e modelagem da variabilidade espacial do atributo a partir de um conjunto amostral pontual desse atributo. Supõe, ainda, a estacionariedade de segunda ordem para a propriedade que está sendo modelada, ou seja, a média é constante em todas as posições do campo e a covariância só depende da distância entre as amostras.

A krigeagem ordinária estima um valor em posição espacial não observada segundo uma combinação linear dos valores de um subconjunto amostral local. Deste modo, possibilita inferência do atributo, numa posição u , sem a necessidade de se conhecer a média estacionária μ . Considera-se que a somatória dos ponderadores da krigeagem ordinária $\lambda_{0\alpha}(u)$ é igual a 1, ou seja (Equação 4.3):

$$\sum_{\alpha=1}^{n(u)} \lambda_{0\alpha}(u) = 1 \quad (4.3)$$

Assim, têm-se a seguinte formulação para o estimador de krigagem ordinária (JOURNEL, 1988 em FELGUEIRAS, 1999) (Equação 4.4):

$$z_0^*(u) = \sum_{\alpha=1}^{n(u)} \lambda_{0\alpha}(u) \cdot z(u_\alpha) \quad (4.4)$$

Journel (1988) demonstra que a aplicação dos critérios de mínima variância do erro de estimação e de não tendenciosidade do estimador possibilita o cálculo dos pesos, $\lambda_{0\alpha}(u)$, pela solução do seguinte sistema de equações de krigagem ordinária (Equação 4.5):

$$\begin{cases} \sum_{\alpha=1}^{n(u)} \lambda_{0\alpha}(u) C(u_\alpha, u_\beta) + \phi(u) = C(u, u_\beta) \text{ para } \beta = 1, \dots, n(u) \\ \sum_{\alpha=1}^{n(u)} \lambda_{0\alpha}(u) = 1 \end{cases} \quad (4.5)$$

Onde:

$C(u_\alpha, u_\beta)$ é a covariância entre as amostras observadas em u_α e u_β ; $C(u, u_\beta)$ é a covariância entre a amostra observada em u_β e a posição u ; $\phi(u)$ é o multiplicador de Lagrange, necessário para a minimização da variância do erro e associado com a restrição (Equação 4.6):

$$\sum_{\alpha=1}^{n(u)} \lambda_{0\alpha}(u) = 1 \quad (4.6)$$

4.1.6. Análise não hierárquica dos dados por K-médias.

O algoritmo de K-médias foi utilizado para realizar a classificação dos espectros coletados, compartimentando a água do reservatório de acordo com o seu resultado.

Também foram utilizados os dados de qualidade da água obtidos pela perfilagem do Satlantic para caracterizar as águas compartimentadas previamente pela classificação. Foram utilizados os parâmetros de temperatura, PAR (radiação fotossinteticamente ativa) e chl-*a*. Essas variáveis foram analisadas por profundidade de 2, 5, 8, 10, 12 e 14 metros. O K-médias também foi utilizado para classificar uma composição de imagens do produto MYD09 para os dias 02, 03 e 05 de março de 2008.

O algoritmo de K-média é um classificador não supervisionado e não hierárquico. A classificação não supervisionada é utilizada quando a informação disponível sobre os dados estudados é insuficiente para se estimar médias centrais que separam estes dados em classes. Quando não é possível definir áreas representativas para formar o conjunto de amostras utilizadas para o treinamento do classificador, podem ser utilizados algoritmos baseados em regras estatísticas capazes de fazer o reconhecimento das classes (MATHER, 2005).

O K-média é um algoritmo de agrupamento (clustering) onde k é o número de clusters (grupos) que se deseja obter e que devem ser informados antecipadamente ao determinar as posições iniciais dos K centróides dos clusters. Este algoritmo tem como função agrupar cada elemento ao cluster do centróide mais próximo e recalculando os centros dos clusters a partir dos elementos agrupados (SCHOWENGERDT, 1997).

Como critério de convergência pode ser empregado um número máximo de interações ou executar o algoritmo até que os centros não se movam mais, ou apresentem uma mudança muito pequena. No decorrer dos processos de interações são utilizados os métodos dos mínimos quadrados e o ajustamento das médias (média móvel) (SCHOWENGERDT, 1997).

No decorrer das interações, o programa tenta minimizar a soma dos resíduos do processo dos mínimos quadrados, sobre todos os grupos e dentro de cada grupo isoladamente, em relação à distância de cada objeto para o respectivo centróide de seu

grupo. A convergência é alcançada quando a função objetiva, o resíduo da soma dos quadrados, não pode mais ser reduzido. Os agrupamentos obtidos são geometricamente mais compactos possíveis, em redor de seus respectivos centróides. Assim, o objetivo do K-média é dividir conjuntos de elementos em K classes, da forma mais simples possível.

4.1.7. Spectral Angle Mapper (SAM)

A técnica do mapeamento por ângulo espectral – SAM é amplamente utilizada em estudos mineralógicos e de vegetação, mas apenas recentemente vem sendo aplicada em estudos de corpos de água (LOBO, 2009; HESTIR, et al., 2008; LONDE, 2008; NIKOLAKOPOULOS, et al., 2007; BARBOSA, 2005; KUTSER et al., 2004). O objetivo desta técnica é determinar o grau de similaridade entre curvas espectrais geradas por sensores com grande número de bandas, ou entre estas curvas e curvas de referência disponíveis em uma biblioteca espectral (YONEZAWA, 2007; KUTSER et al., 2006).

A técnica SAM se mostra útil nos estudos espectrais dos corpos de água uma vez que massas de água opticamente diferenciáveis podem ser agrupados pela angulação das curvas espectrais, assim possíveis padrões de distribuição das características limnológicas podem ser revelados. Além disso, esta técnica tem como vantagem permitir a análise dos espectros independentemente da intensidade da radiância medida, o que tende a minimizar as interferências dos fatores de aquisição dos dados (DENNISO et al., 2004). Neste trabalho, a técnica SAM teve por objetivo agrupar os espectros radiométricos adquiridos no reservatório de Manso em março de 2008.

A classificação por ângulo espectral é realizada por 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. Uma característica importante

do SAM é que ela não é sensível às diferenças de amplitude entre os espectros, e está relacionada somente com a forma do espectro (NOVO, 2008). Assim, as amostras serão classificadas a partir da mínima distância entre ela e o espectro de referência. Conforme mostrado na Figura 4.4, os ângulos são tratados como vetores no espaço n-dimensional.

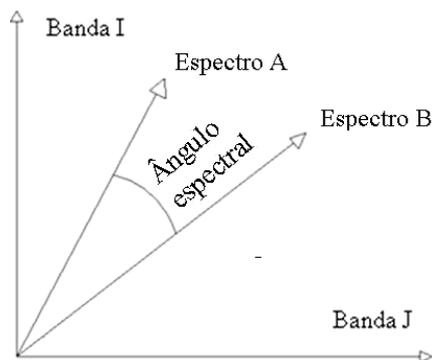


Figura 4.4 - Ilustração do ângulo espectral entre curvas espectrais de dois materiais diferentes (A e B) medido pela técnica de mapeamento por ângulo espectral.

Fonte: Guia ENVI, Sulsoft, 2006.

O cálculo consiste no arcosseno do produto interno do espectro. O SAM determina a similaridade do espectro estudado t para o espectro de referência r aplicando a seguinte Equação 4.7 (KRUSE et al., 1993):

$$\cos^{-1} \left(\frac{\sum_{i=1}^{nb} t_i r_i}{\left(\sum_{i=1}^{nb} t_i^2 \right)^{1/2} \left(\sum_{i=1}^{nb} r_i^2 \right)^{1/2}} \right) \quad (4.7)$$

Onde nb = número de bandas.

Para reduzir o ruído na diferenciação houve necessidade de filtrar os dados. A técnica de filtragem utilizada foi a de media móvel e foram testadas janelas com treze, sete e três pontos. A de sete pontos foi a que apresentou melhores resultados, assim esta foi utilizada neste trabalho. O filtro de média móvel simples assume o valor espectral

médio de todos os pontos, dentro de uma janela específica, como sendo o novo valor do ponto central da janela. Deste modo, o novo valor de refletância (\tilde{R}_i) para o i -ésimo elemento pode ser expresso pela Equação 4.8:

$$\tilde{R}_i = \frac{\sum_{j=i-l}^{i+l} R_j}{N} \quad (4.8)$$

Onde:

l é o número de elementos anteriores e posteriores ao elemento corrente i ; e N (número de pontos da janela) é o tamanho do filtro ($2l+1$).

De acordo com o encontrado na literatura (KUTSER et al., 2004), a classificação das curvas espectrais por meio do algoritmo SAM foi executada com o limiar do ângulo espectral de 0,5 radianos entre os comprimentos de onda de 400 nm a 750 nm.

Devido a inexistência de uma biblioteca espectral para tipos de águas continentais tropicais (CARVALHO et al., 2003), e devido a dificuldade de se encontrar, dentro das amostras, curvas espectrais bem definidas para servir como referência, foram utilizadas 4 curvas de referência (Figura 4.5) obtidas por Barbosa^{1****} (dados não publicados) que foram validadas por coleta *in situ* de parâmetros limnológicos (Tabela 4-1). Essas curvas foram coletadas nas áreas alagáveis da bacia do Rio Amazonas na região de Santarém/PA. A escolha das referências ocorreu de forma subjetiva e foi realizada a partir da análise dos gráficos das curvas espectrais que fossem representativas para quatro classes de água distintas: água clara, água com predomínio de matéria orgânica dissolvida, água com predomínio de matéria inorgânica em suspensão e água com predomínio de fitoplâncton.

¹ *Barbosa, C.C.F. (INPE). Curvas espectrais e dados limnológicos coletados nas áreas alagáveis da bacia do Rio Amazonas na região de Santarém/PA. Dados não publicados. São José dos Campos:2007.

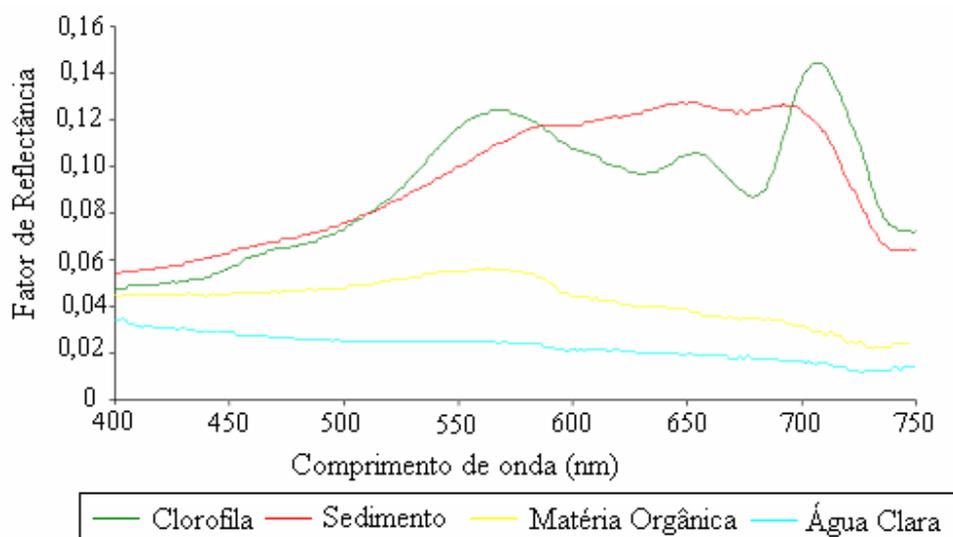


Figura 4.5 - Espectros de referência utilizados na classificação dos espectros de reflectância de sensoriamento remoto coletados em campo pelo Fieldspec.

Tabela 4-1. Dados limnológicos dos pontos utilizados como curvas de referência: CE- Condutividade Elétrica; OD – Oxigênio Dissolvido; Secchi – Disco de Secchi; Flúor – Fluorímetro.

Tipo	pH	CE (mS/cm)	Turbidez (UTN)	OD (mg/l)	Secchi (cm)	Fluor	Chl-a (µg/l)
Clorofila	7.50	0.002	110	4.80	20	157	114
Sedimento	8.5	0.05	166	8.70	25	111	-
Matéria Orgânica	7	0.01	2	8.27	400	60	-
Água Clara	7	0.008	2	8	400	78	7

4.1.8. Análise derivativa dos dados espectrais

A reflectância espectral é dada como uma função resultante da soma das reflectâncias dos constituintes opticamente ativos presentes no corpo de água. A análise derivativa dos dados radiométricos foi aplicada sobre a curva espectral para se obter informações sobre os COAs.

Esta prática ressalta os pontos em que a curva espectral apresenta mudanças bruscas de comportamento devido à presença de componentes que favorecem a absorção e

espalhamento do alvo. Deste modo, permite a remoção do sinal de reflectância da superfície da água na primeira derivada facilitando a detecção dos componentes presentes da água, principalmente sedimentos em suspensão. A segunda derivada por sua vez, remove os efeitos da turbidez causada pelo sedimento em suspensão evidenciando a presença de clorofila. Deste modo, a análise derivativa remove a sobreposição de feições espectrais realçando os componentes de menor intensidade que fazem parte da composição da resposta espectral (HAN; RUNDQUIST, 1997; PHILPOT, 1991; GOODIN et al, 1993). Como cada COA na água apresenta uma assinatura espectral única, o sinal composto resultante da integração destas assinaturas irá gerar a assinatura espectral da coluna de água.

Assumindo que cada componente do sinal composto possa ser representado por um polinômio de ordem N, e se N varia diferentemente para cada componente, então a diferenciação sucessiva da curva original remove sistematicamente os efeitos de menor ordem.

A primeira derivada da curva de reflectância R com relação ao comprimento de onda x em um determinado ponto “ i ” pode ser aproximada numericamente por um esquema de diferenças finitas. Neste trabalho, foi utilizada a análise derivativa de aproximação central (ou “symmetric”) (Equação 4.9) para aumentar a correlação dos dados espectrais com as concentrações de COAs, a partir da diferenciação entre feições de absorção e reflectância observadas pelos dados espectrais coletados.

$$\frac{dR}{dx} \cong \frac{R_{i+1} - R_{i-1}}{2\Delta x} \quad (4.9)$$

Onde Δx é a separação entre duas bandas (ou pontos) sucessivas. Sendo $\Delta x = x_j - x_k$, considera-se que $x_j > x_k$ e que o intervalo entre as bandas seja constante.

A aproximação para a segunda derivada pode ser obtida a partir da primeira derivada usando-se a seguinte Equação 4.10:

$$\frac{d^2R}{dx^2} = \frac{d}{dx} \left(\frac{dR}{dx} \right) \cong \frac{R_{i+1} - 2R_i + R_{i-1}}{(\Delta x)^2} \quad (4.10)$$

No Brasil, trabalhos utilizando esta técnica aplicada a corpos de água continentais, têm sido desenvolvidos demonstrando potencial para mapear a composição das águas (RUDORFF et al., 2006; BARBOSA, 2005; NOBREGA, 2002)

Para reduzir o ruído na diferenciação houve necessidade de filtrar os dados, sendo utilizado um filtro de média móvel simples de sete pontos (bandas) para o cálculo das derivadas. Este mesmo filtro já havia sido escolhido para o tratamento das curvas de reflectância ao aplicar a técnica SAM sobre os espectros.

4.1.9. Operador de Fragmentação Assimétrico (FA)

Para realizar o estudo da variabilidade dos dados da bóia SIMA, estes dados foram analisados pelo Operador de Fragmentação Assimétrica (FA). O FA é uma técnica eficiente para caracterizar padrões de variabilidade espacial e faz parte do método de análise de padrões gradientes (GPA). O GPA permite caracterizar regimes complexos, como intermitência e turbulência, durante a formação e evolução de padrões espaço-temporais em sistemas não lineares. A técnica se baseia na aplicação de operadores computacionais que quantificam quebras de simetria e desordem de fase em escalas locais e globais de um dado padrão espaço-temporal (ROSA et al., 2003).

A análise de padrões gradiente analisa padrões gerados em duas dimensões (x,y) e é representado pela matriz das amplitudes (Equação 4.11):

$$M = L^{l \times l} \{M(1,1), \dots, M(i, j), \dots, M(l, l) | i, j \in I \in M \in \mathfrak{R}\} \quad (4.11)$$

Essencialmente é uma grade quadrada, L, com as dimensões espaciais x e y, estando discretizadas em $l \times l$ pixels, como $i = 1, \dots, l$ e $j = 1, \dots, l$. Assim, uma sucessão

dinâmica de N grades, L_0, L_1, \dots, L_N está relacionada à visualização da evolução temporal de um envelope de amplitude $M_{x,y,t} \equiv \varepsilon(x; y; t)$ (ROSA et al., 2003).

A medida de quebras de simetria do campo gradiente pode ser obtida por meio do operador computacional FA, que mede o grau de fragmentação assimétrica das amplitudes. Padrões bidimensionais sem fragmentação ou padrões fragmentados com simetria total possuem FA nulo, pois não há desordem na distribuição. Este operador computacionalmente gera uma medida da assimetria global do padrão espaço temporal, quantificando, no tempo, as possíveis quebras de simetria. O FA é especialmente caracterizado pela não linearidade e é definido por (Equação 4.12):

$$FA = \frac{I - L}{L} \quad I \geq L \geq 0 \quad (4.12)$$

Onde L é o número de vetores assimétrico e I é o número de barras de correlação gerado pela triangulação de Delaunay tomando um ponto local de cada vetor assimétrico com vértice. A triangulação de Delauney, neste contexto, é um campo fracionário com dimensão menor que a dimensão da grade. Quando não há nenhuma correlação assimétrica no padrão, o número total de vetores assimétricos é zero, e então, por definição, FA é nulo. Para uma determinada grade de tamanho $l \times l$, o padrão totalmente desordenado gera o mais alto valor para FA (ROSA et al., 1999).

A análise baseada no fator de assimetria do padrão de gradientes consiste em gerar campos vetoriais, a partir de matrizes numéricas. Por conveniência metodológica aplicada as estruturas complexas, os vetores simétricos são removidos e portanto apenas os vetores assimétricos são mantidos.

Esta técnica foi originalmente desenvolvida para tratar campos bidimensionais representados através de matrizes numéricas. Com o intuito de estender as aplicações do método para séries unidimensionais, Assireu et al. (2002) realizaram a seguinte adaptação: cada nove pontos da série são convertidos em uma matriz 3x3 e o método é,

desta forma, aplicado ao longo da série. Um valor médio, considerando cada um dos FAs obtidos ao longo da série é gerado. A escolha de se utilizar matrizes 3x3 deve-se à possibilidade das análises serem feitas na melhor janela de resolução e sem comprometimento da robustez do método. A Figura 4.6 exemplifica o método. Um exemplo de uma série unidimensional com nove pontos (Figura 4.6a) que é convertida em uma matriz 3x3 (Figura 4.6b) e finalmente os campos de gradiente e de triangulação são gerados (Figuras 4.6c e 4.6d respectivamente). A escolha de se utilizar matrizes 3x3 deve-se à possibilidade das análises serem feitas na melhor janela de resolução e sem comprometimento da robustez do método (ASSIREU et al., 2004).

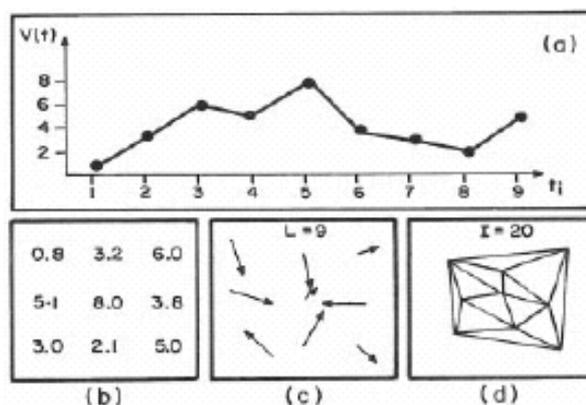


Figura 4.6 - (a) Típico padrão de variabilidade; (b) Matriz correspondente; (c) Campo gradiente correspondente (9 vetores assimétricos); (d) Campo de triangulação com 20 linhas conectoras.

Fonte: ASSIREU et al. (2002)

A técnica do FA aplicada a dados da bóia SIMA foi utilizado anteriormente por Assireu et al. (2005), que utilizaram o FA para comparar séries de temperatura do ar e da água medidas simultaneamente por dois diferentes sensores a bordo do SIMA. De acordo com estes autores, a grande vantagem deste tipo de operador é permitir mapear ao mesmo tempo a evolução instantânea do parâmetro e sua intensidade, permitindo que se diagnosticar em quais períodos as séries se mantiveram mais coerentes entre si e em que períodos elas apresentam comportamentos distintos. Assireu et al. (2005b) também aplicaram o FA para dados de temperatura do ar, pressão atmosférica e umidade relativa

do ar provenientes do SIMA para analisar dois diferentes e distantes reservatórios (Serra da Mesa –GO e Manso – MT). O resultado indicou que o regime em larga escala a que está submetido ambos os reservatórios é o mesmo, para estes parâmetros analisados.

A Tabela 4-2 abaixo resume os dados in situ utilizados e as técnicas aplicadas sobre estes dados no decorrer deste trabalho.

Tabela 4-2 Dados in situ utilizados neste estudo e técnicas aplicadas sobre os mesmos.

Origem	Dado	Método	Pontos medidos	Profundidade	Data
Fieldspec	R_{rs}	K-média, SAM, Análise derivativa	1-10;12-15;19 e 20	superfície	29/02/08 - 02/03/08
Satlantic	Temperatura	K-média	1-5;11-20	perfilador	29/02/08 - 02/03/08
	chl-a				
	PAR				
	K_d				
	B_{bp}	Krigeagem ordinária			
in situ UFJF	chl-a	Krigeagem ordinária	1-5;16-20	superfície, 10m e 20m	
	chl-a	Regressão Linear	outros	superfície	22/03/04 - 25/03/04 19/07/04- 22/07/04
SIMA	chl-a	FA	16	superfície	02/02/07 - 21/10/07 21/02/08 - 21/10/08
	intensidade do vento				
	direção do vento				

4.2. Dados de Sensoriamento Remoto

4.2.1. Imagens EOS-MODIS

Para o presente estudo foram adquiridas imagens do produto MYD09 derivado do sensor MODIS Aqua com resolução espacial de 500 m e 250m. A escolha do sensor MODIS Aqua atende as recomendações de pesquisadores que advertem que as imagens

Aqua são mas bem calibradas e possuem menos ruídos em relação ao MODIS Terra (BARRÉ et al., 2006; SHUTLER et al., 2007; CHEN et al., 2007). Deste modo, as imagens do MODIS Aqua são preferidas ao estudo da cor da água e algoritmos desenvolvidos para estimar a concentração de clorofila, turbidez e outras formas de monitoramento estuarino e costeiro (KWIATKOWSKA et al., 2008; FRANZ et al., 2007).

As imagens obtidas são referentes às datas das campanhas realizadas no início de março de 2008 e pretéritas. As imagens do produto MYD09 correspondente ao *tile* H12 V10 foram obtidas a partir do portal *EOS Gateway do Goddard Space Flight Center*, NASA; <http://edcimswww.cr.usgs.gov/pub/imswelcome/>.

As imagens adquiridas para este estudo estão listadas na Tabela 4-3.

Tabela 4-3 Imagens MYD09 disponíveis (sem cobertura de nuvens) para área de estudo durante as campanhas realizadas.

Campanhas	MYD09
23/3/2004	X
24/3/2004	X
25/3/2004	X
19/7/2004	X
20/7/2004	X
21/7/2004	X
22/7/2004	X
2/3/2008	X
4/3/2008	X
5/3/2008	X

4.2.2. Processamento das imagens MYD09

As imagens do produto MYD09 foram convertidas do formato *HDF* para o formato *Geotiff* e, quando de 500m, foram reamostradas para 250m através do aplicativo MODIS Conversion Toolkit. O produto MYD09 já se encontrava georreferenciado,

permitindo assim que as amostras em campo se sobreponham à imagem com um erro geométrico mínimo.

4.2.3. Modelo Linear de Mistura Espectral

Para evitar problemas de mistura espectral devido à resolução espacial do MODIS, que permite que um elemento de cena (correspondente a um pixel da imagem) inclua dentro de seu limite mais de um tipo de cobertura do terreno, foi aplicado o modelo linear de mistura espectral (MLME). Sendo assim, o MLME considera o valor do pixel em qualquer banda espectral como a combinação linear da resposta de cada componente dentro do pixel.

Para realizar o MLME foram selecionados *end-members* após realizar os processamentos supracitados no produto MYD09. A seleção dos *end-members* foi realizada com a seleção dos *pixels* puros, ou seja, os *pixels* mais representativos da resposta espectral dos constituintes escolhidos que foram fitoplâncton, matéria orgânica dissolvida e partícula inorgânica suspensa (ALCÂNTARA et al., 2007; HOLBEN; SHIMABUKURO, 1993). Deste modo, através do MLME tem-se como objetivo explicar a variação espacial da composição do corpo de água. A fórmula do modelo linear de mistura pode ser escrita como (Equação 4.13):

$$r_i = \sum_{j=1}^n (a_{ij} x_j) + e_i \quad (4.13)$$

Onde r_i é a reflectância espectral da banda espectral i de um pixel que possui um ou mais componentes; x_j é a proporção da componente j dentro de um pixel; a_{ij} é a reflectância espectral para a componente j na banda i ; e_i é o erro para cada banda espectral i e n é o número de componentes. Com a seguinte restrição para todas as componentes: $0 \leq x_j \leq 1$

4.2.4. Composição de imagens para MYD09

Para a classificação das imagens do produto MYD09, pelo algoritmo de K-médias, foi realizada previamente uma composição de imagens devido à presença de cobertura de nuvens sobre o reservatório durante os dias das coletas. A composição utilizou imagens para os dias 02, 03 e 05 de março de 2008. Os dias selecionados foram os que apresentavam menor cobertura de nuvens dentro dos dias da coleta.

Para isto foi utilizada a técnica de composição de imagens pelo valor máximo do NDVI (Índice de Vegetação com Diferença Normalizada). Esta técnica consiste na análise de mais de uma imagem, no qual os valores de máximo NDVI são mantidos enquanto que os pixels com nuvem (mínimo NDVI) são descartados, gerando uma nova imagem composta livre de nuvens.

Como as imagens do MYD09 não possuem o NDVI, foi necessário gerar este índice a partir das bandas presentes no produto Aqua. O cálculo do NDVI é dado por (RUDORFF et al., 2007) (Equação 4.14):

$$NDVI = \frac{\text{reflectância}_{IVP} - \text{reflectância}_V}{\text{reflectância}_{IVP} + \text{reflectância}_V} \quad (4.14)$$

Onde IVP e V são os comprimentos de onda no infravermelho próximo e vermelho respectivamente.

O processamento digital das imagens NDVI do MODIS Aqua foi realizado por meio do programa em Linguagem Espacial para Geoprocessamento Algébrico (LEGAL) utilizando-se o Sistema de Processamento de Informações Geo-referenciadas (SPRING).

4.2.5. Regressão dos dados extraídos do MYD09

A reflectância da superfície gerada pelo produto MYD09 é definida como a parte da radiação solar refletida pela superfície da terra após a correção atmosférica e geométrica (VERMOTE; VERMEULEN, 1999). Já a R_{rs} é obtida pela razão da radiância ascendente $L_{uw}(v, \varphi, z)$ pela irradiância descendente $E_d(z)$ onde v é o ângulo zenital, φ é o azimute, e z é o eixo vertical ascendente das coordenadas. $E_d(z)$ por sua vez foi discutido anteriormente na Equação 4.2. Deste modo, com a intenção de transformar a reflectância de superfície em reflectância de sensoriamento remoto, Bryan Franz (2008 – comunicação pessoal) sugere dividir por π para que o resultado possa ser obtido.

Devido à baixa resolução espacial, algumas amostras caíram dentro do mesmo pixel e sendo assim, das 13 amostras *in situ* de radiância medida pelo Fieldspec, apenas 10 foram selecionadas mostrando um valor único de cada pixel. Para cada ponto foi extraído o valor de reflectância de superfície utilizando o aplicativo RSI ENVI 4.4. Os dados de R_{rs} medidos em campo foram simulados para as bandas do MYD09 e com estes valores foi realizada uma regressão linear para verificar se a operação sugerida era válida para este estudo.

Utilizando os dados de *chl-a* coletados em campanhas pretéritas e de 2008 e os valores de R_{rs} extraídos, para os pontos de coleta, das imagens MYD09 para estes mesmos dias foi realizada um regressão polinomial. Esta teve por objetivo obter um algoritmo específico que pudesse estimar a *chl-a* para este reservatório, de modo a desenvolver um método eficiente de monitoramento da qualidade da água.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Caracterização hidrológica do reservatório de Manso

A campanha de campo foi realizada em março de 2008, período de maior precipitação na área de estudo, e conseqüente aumento na vazão dos rios. Deste modo, o reservatório apresenta o nível de suas águas elevado (Figura 5.1a) e com uma vazão afluyente maior (Figura 5.1b).

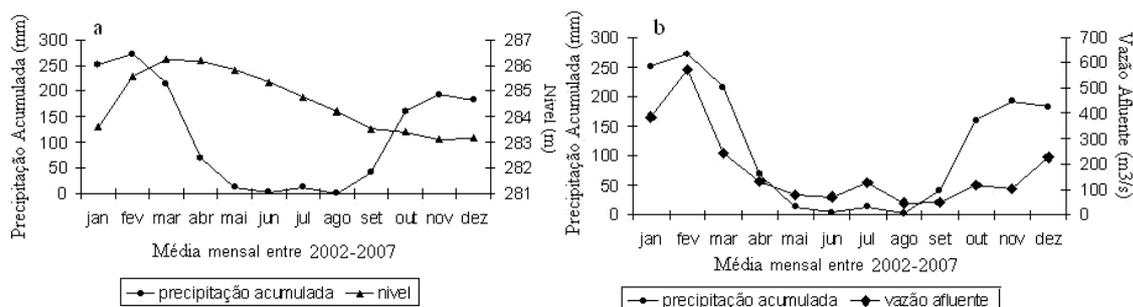


Figura 5.1 - a) Média da precipitação acumulada (mm) e nível (m) do reservatório; b) Média da precipitação acumulada (mm) e vazão afluyente (m^3/s) durante os anos de 2002 a 2007.

O maior fluxo de entrada do rio somada a quantidade de chuva no reservatório, ocasiona aumento na turbidez devido ao carregamento de material em suspensão do entorno do corpo de água. Ocorre ainda a ressuspensão do material depositado no fundo. Estes processos podem alterar as características físico-químicas, biológicas e espectrais do corpo de água (WETZEL, 2001).

Na Figura 5.2, observa-se que houve maior precipitação nos dias que antecederam a campanha realizada entre 02 e 05 de março.

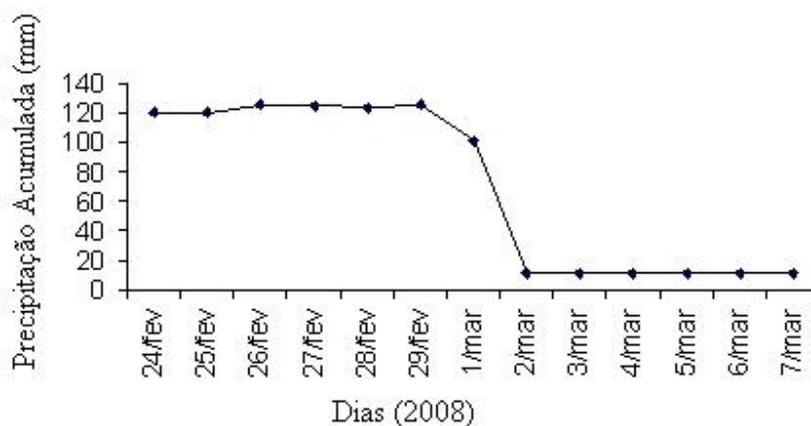


Figura 5.2 - Precipitação acumulada (mm) durante o período de coleta de dados em março de 2008.

5.2. Krigagem Ordinária aplicada à POA e POI

5.2.1. POA: Concentração de clorofila-a

A partir dos dados de concentração de clorofila estimados no laboratório da UFJF (n=10), foi aplicada uma análise espacial pelo método de krigagem ordinária em cada profundidade de coleta: superfície, meio e fundo. A análise desses resultados permite observar o deslocamento do máximo relativo de concentração de clorofila ($\mu\text{g/l}$) ao longo do reservatório de Manso (Figura 5.3).

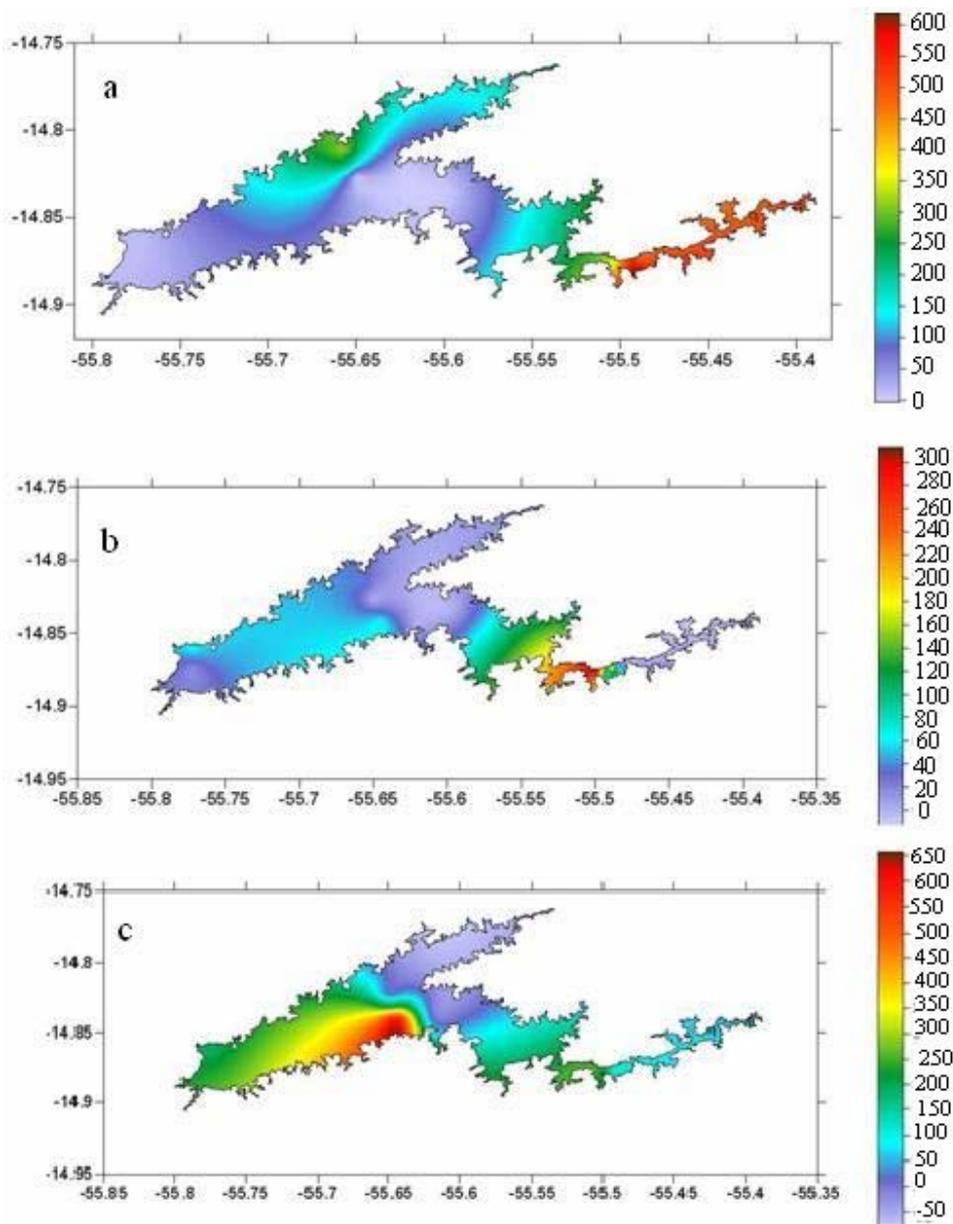


Figura 5.3 - Krigagem ordinária gaussiana aplicada aos dados de concentração de clorofila-*a* ($\mu\text{g/l}$) na (a) superfície; (b) meio (~10m); (c) fundo (~20m) do reservatório.

Na Figura 5.3a, nota-se que o máximo relativo da concentração de clorofila na superfície encontra-se próximo ao braço do rio. A Figura 5.3b mostra que o máximo

relativo da chl-*a* no meio do reservatório se encontra logo após o rio Manso. A Figura 5.3c mostra que o máximo relativo da chl-*a* no fundo do reservatório encontra-se no corpo do reservatório.

O deslocamento do máximo relativo da concentração de clorofila-*a* apresentado (Figuras 5.3 a, b, c) mostra o mergulho do rio no corpo do reservatório. Este mergulho se deve à diferença da densidade da água do rio e a do reservatório. Este processo é governado pela temperatura, material dissolvido e suspenso na água (WETZEL, 2001). No caso do reservatório de Manso, a água do rio possui maior densidade que a do reservatório ($\rho_{\text{rio}} > \rho_{\text{reservatório}}$), fato este confirmado por Assireu et al. (2008).

5.2.2. POI: Coeficiente de retroespalhamento das partículas (b_{bp})

A partir dos dados de retroespalhamento das partículas (b_{bp}) de superfície estimados com o Satlantic, também foi realizada a análise das distribuições horizontais pelo método de krigeagem ordinária. A análise desse resultado permite observar que o máximo relativo da b_{bp} (m^{-1}) também se encontra na entrada do rio no reservatório (Figura 5.4). Assim, o comportamento da distribuição espacial do b_{bp} em superfície é semelhante ao da chl-*a* também em superfície (Figura 5.3a).

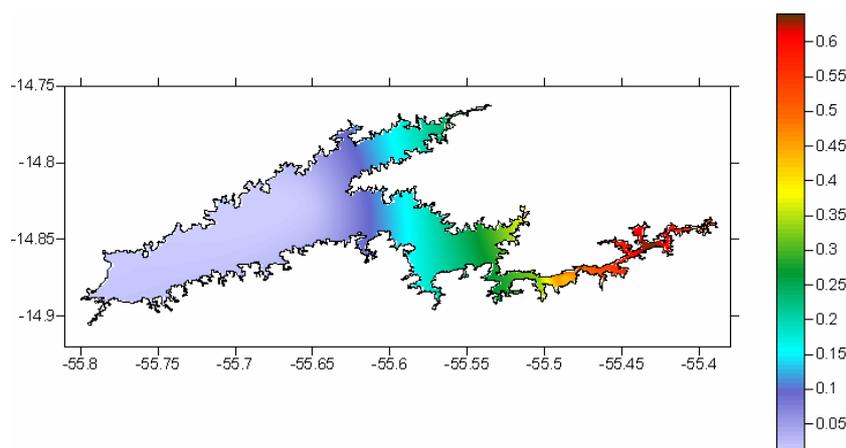


Figura 5.4 - Krigeagem ordinária gaussiana aplicada aos dados de coeficiente de retroespalhamento das partículas para a superfície do reservatório.

Para os pontos analisados, os valores de b_{bp} variaram de 0,641 a 0,013 m^{-1} com valor médio de 0,323 m^{-1} . O ponto de maior valor de b_{bp} encontra-se na extremidade da entrada do rio no reservatório (P10) e o de menor valor encontra-se na parte mais interna do corpo do reservatório (P16) como pode ser observado na Figura 4.2. Ao observar o perfil de chl-*a* e b_{bp} nos pontos P16 e P10 (Figura 5.5 a e b), nota-se que no P16 o b_{bp} está fortemente relacionado com a clorofila em todas as profundidades. Já no P10, há pouca relação entre b_{bp} e chl-*a*, onde apenas nas primeiras profundidades (~ 3,5m) parece haver boa relação. Isto se deve a presença do rio Manso no P10, que carrega em suas águas sedimentos em suspensão, e estes possuem comportamento de retroespalhamento maior que o de chl-*a* (MILLER et al., 2005). No P16 a presença de SIS diminui, realçando o retroespalhamento da chl-*a*.

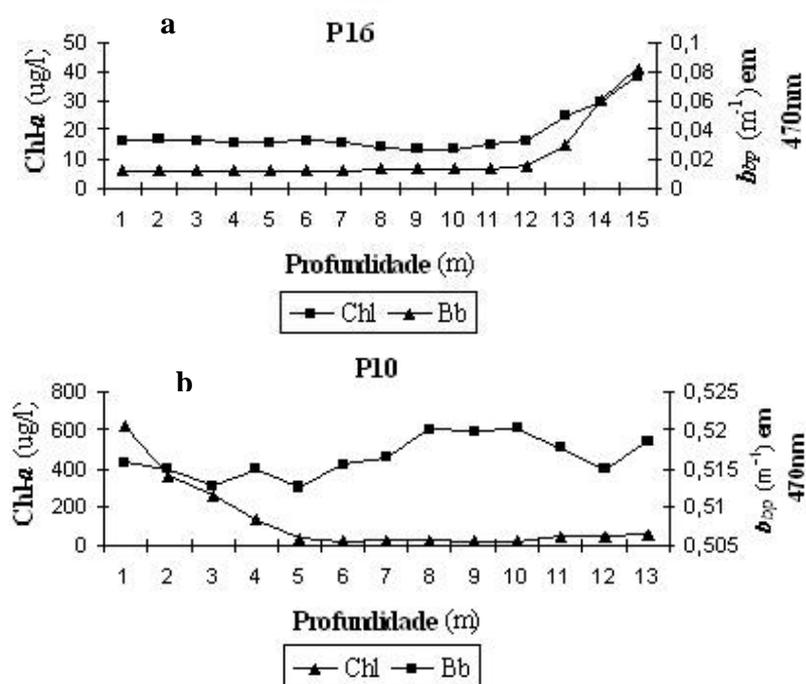


Figura 5.5 - Perfil de concentração de clorofila-*a* ($\mu\text{g/l}$) e retroespalhamento das partículas (m^{-1}) em 470nm nos pontos: a) P16 e b) P10 no reservatório de Manso.

De acordo com Morel e Maritonema (2001), em oceanos, o retroespalhamento pode ser determinado como uma função direta da concentração de clorofila-*a* desde que chl-*a* exceda o valor de 1mg/m^{-3} . Roesler e Boss (2003) modelaram o coeficiente de retroespalhamento do fitoplâncton, em oceano, baseando-se na teoria do espalhamento Mie e medidas in situ. Sendo assim, foi realizada uma regressão linear entre a chl-*a* e o b_{bp} em superfície com um R^2 de 0,71 (RMSE=0,12; n=16; $p < 0,05$) (Figura 5.6).

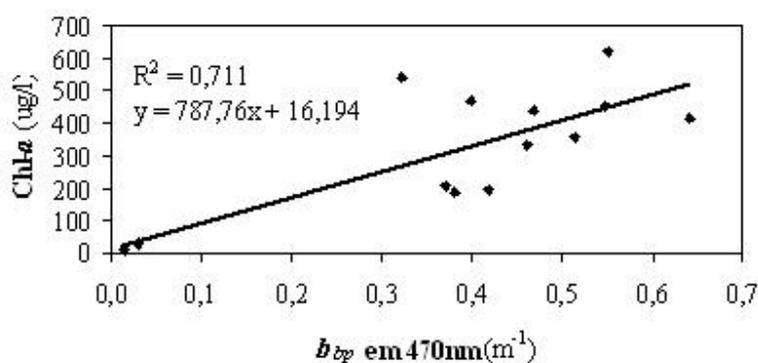


Figura 5.6 - Regressão linear entre a concentração de clorofila-*a* e o retroespalhamento em 470 nm para a superfície do reservatório de Manso.

Apesar de ter sido obtido um bom modelo de predição de chl-*a* por meio do b_{bp} em superfície, recomenda-se mais estudos, além do uso do coeficiente de absorção. Para o desenvolvimento de algoritmos de predição de chl-*a*, o coeficiente de absorção vem sendo sempre utilizado como regra geral (BRICAUD et al., 1983). De acordo Hamre et al. (2003) o uso de b_{bp} em termos de chl-*a* pode não ser o mais apropriado em águas do Caso II, necessitando mais estudos in situ para a compreensão desta relação. Stramski et al. (2001) concluiu que geralmente 80% do b_{bp} (λ), em oceanos, provém de contribuições de sedimentos em suspensão e apenas pequena parte é resultado da contribuição fitoplanctônica.

5.3. Classificações dos dados de Rrs por K-médias

Como foi observado, a distribuição de chl-*a* no reservatório não se dá de maneira homogênea. Assim, de modo a obter a caracterização das águas do reservatório, procedeu-se a classificação não supervisionada dos R_{rs} obtidos em campo utilizando o algoritmo de K-médias. Ao observar as silhuetas da Figura 5.7, nota-se que os espectros podem ser separados em até três grupos, sendo que o de dois grupos é o mais apropriado.

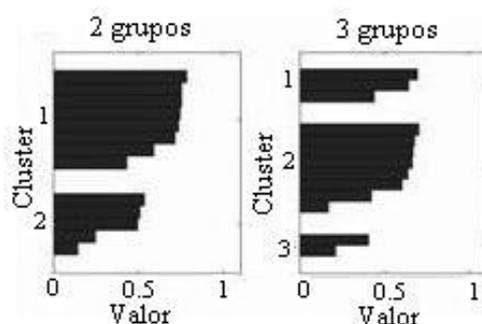


Figura 5.7 - K-média aplicado aos R_{rs} coletados na campanha de 2008.

Os R_{rs} dos *clusters* de dois grupos possuem alto valor de silhueta (maior que 0,5) indicando que estes espectros estão bem separados dos *clusters* vizinhos. Ainda assim, no segundo *cluster* há alguns R_{rs} que apresentam valores baixos de silhueta (abaixo de 0,5) indicando que não houve uma boa separabilidade para estes R_{rs} , sendo mais próximos a outros *clusters*.

Os dados limnológicos medidos em campo pelo perfilador Satlantic, foram ordenados de acordo com os *clusters* resultates da classificação para cada ponto de coleta. Este método foi adotado para caracterizar a compartimentação do reservatório. Foram escolhidos os produtos de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), radiação fotossinteticamente ativa (PAR) ($\mu\text{Mol/m}^2\text{s}$), e concentração de clorofila-*a* ($\mu\text{g/L}$) para as profundidades de 2, 10 e 14

metros indicando profundidade superficial, meio e de fundo, respectivamente. O resultado é mostrado nas Tabela 5-1, Tabela 5-2 e Tabela 5-3.

Tabela 5-1 – Classificação de agrupamento da reflectância de sensoriamento remoto por K-média e parâmetros coletados pelo Satlantic para a profundidade de 2 m.

2 Grupos	3 Grupos	Temperatura (°C)	PAR ($\mu\text{Mol}/\text{m}^2\text{s}$)	Chl-a ($\mu\text{g}/\text{L}$)
P1	P1	26,63	3,9	456,01
P2	P2	27,14	9,87	198,79
P3	P3	26,98	26,08	337,22
P4	P4	27,52	35,39	185,47
P5	P5	28,39	61,78	540,28
P6	P6	-	-	-
P7	P7	-	-	-
P8	P8	-	-	-
P9	P9	-	-	-
P16	P16	29,23	124,18	16,94
P18	P18	29,11	768,26	11,33
P19	P19	29,34	877,94	17,11
P20	P20	29,24	627,36	28,29

Tabela 5-2. Classificação de agrupamento da reflectância de sensoriamento remoto por K-média e parâmetros coletados pelo Satlantic para a profundidade de 10 m.

2 Grupos	3 Grupos	Temperatura (°C)	PAR ($\mu\text{Mol}/\text{m}^2\text{s}$)	Chl-a ($\mu\text{g}/\text{L}$)
P1	P1	26,41	0,01	6,48
P2	P2	26,55	0,01	16,54
P3	P3	26,47	0,02	39,55
P4	P4	26,59	0,01	13,96
P5	P5	26,55	0,01	11,63
P6	P6	-	-	-
P7	P7	-	-	-
P8	P8	-	-	-
P9	P9	-	-	-
P16	P16	28,84	4,49	13,56
P18	P18	28,51	31,74	24,55
P19	P19	28,44	27,89	37,59
P20	P20	28,4	8,78	45,53

Tabela 5-3. Classificação de agrupamento da reflectância de sensoriamento remoto por K-média e parâmetros coletados pelo Satlantic para a profundidade de 14 m.

2 Grupos	3 Grupos	Temperatura (°C)	PAR ($\mu\text{Mol/m}^2\text{s}$)	Chl- <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)
P1	P1	26,42	0,01	41,02
P2	P2	26,49	0,04	17,19
P3	P3	26,46	0,01	24,08
P4	P4	26,52	0,07	0,33
P5	P5	26,54	0,01	23,43
P6	P6	-	-	-
P7	P7	-	-	-
P8	P8	-	-	-
P9	P9	-	-	-
P16	P16	27,58	0,84	29,99
P18	P18	27,02	1,18	62,39
P19	P19	26,95	1	69,7
P20	P20	26,68	0,05	280,35

Ao observar os *clusters* gerados pelo K-média, nota-se que, os pontos de 1 a 5 (braço do rio Manso) apresentam características diferentes dos demais. A 2 metros de profundidade (Tabela 5-1), a água possui temperatura e PAR menor, e a concentração de clorofila é maior. Estes padrões são indicativos das águas pertencentes ao rio Manso, no interior do reservatório.

Ao observar a temperatura e PAR em diferentes profundidades, percebe-se que a temperatura se torna homogênea e o PAR diminui à medida que se aprofunda no reservatório. Já a clorofila apresenta uma inversão de valores. Ou seja, nos pontos de 1 a 5 (braço do rio) seu valor é maior na superfície, mas ao comparar com a profundidade de 14m, há uma queda brusca de valor. Já no corpo do reservatório, a chl-*a* da superfície apresenta valores baixos, mas à medida que aumenta a profundidade, a chl-*a* aumenta, com um pico em 14 m. Este comportamento sugere a estratificação das camadas de água, comum no verão em reservatórios (WETZEL, 2001). Este comportamento do fitoplâncton em relação a disponibilidade de luz, demonstra que em águas mais turvas, a luz se torna limitante nas camadas inferiores da coluna de água e o fitoplâncton se

desenvolve melhor na superfície. Já em águas mais claras, a penetração de luz é maior, o que pode ocasionar a fotoinibição ao fitoplâncton por excesso de luz. Assim, os fitoplânctons se desenvolvem melhor nas camadas inferiores da coluna de água, normalmente onde há maior concentração de nutrientes, como no metalímnio, porém com luz suficiente para realizar a fotossíntese (CAMACHO, 2006; FENNEL;BOSS, 2003). Deste modo, a estratificação observada se trata de um processo tanto físico como biológico.

5.4. Aplicação do método de Spectral Angle Mapper (SAM)

Pereira Filho (2003) realizou a caracterização espectral do reservatório de Itá, entre os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina, analisando as diferenças limnológicas que compartimentavam o reservatório e avaliou os espectros de reflectância, verificando se estes correspondiam às compartimentações. Assim, para este trabalho, após confirmar a compartimentação do reservatório em dois grupos e observar suas diferenças limnológicas, a classificação SAM foi realizada com o objetivo de analisar o efeito da composição da água sobre a resposta dos componentes ópticos. Para isso, as curvas de R_{rs} obtidas *in situ* foram submetidas a esta classificação (Figura 5.8).

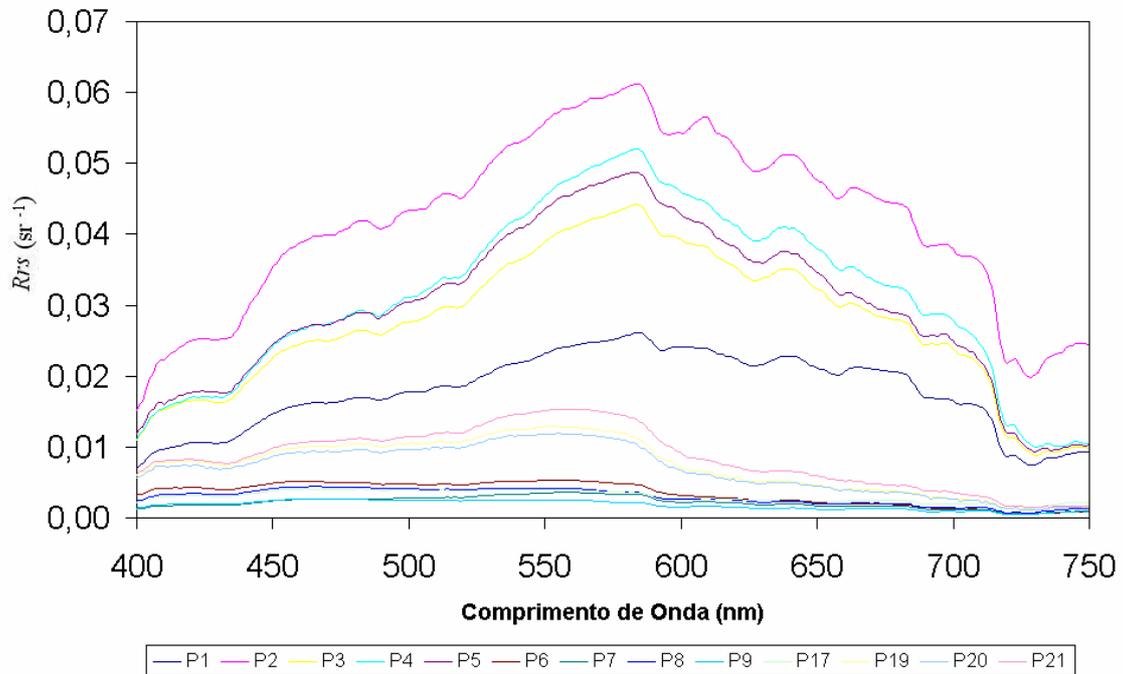


Figura 5.8 - Espectros de reflectância de sensoriamento remoto coletados em campo pelo Fieldspec antes da aplicação da classificação SAM

O resultado da classificação dos espectros de R_{rs} após a utilização do filtro de 7 pontos, separou dois grupos de água distintos: matéria orgânica e sedimento em suspensão como pode ser observado na Tabela 5-4. Os grupos foram separados levando em consideração o menor valor do ângulo entre o espectro estudado e o de referência. As curvas de R_{rs} foram agrupadas de acordo com o resultado da classificação (Figura 5.9a e b).

Tabela 5-4. - Classificação Resultante da Técnica SAM

	Clorofila	Sedimento	Mat. Orgânica	Água Clara
	Referência_1	Referência_2	Referência_3	Referencia_4
P01	0,2643	0,2129	0,3234	0,5005
P02	0,2632	0,2326	0,3142	0,4976
P03	0,3029	0,2687	0,3226	0,5062
P04	0,3071	0,2744	0,3531	0,5366
P05	0,3149	0,2889	0,3245	0,5109
P06	0,5729	0,5751	0,2450	0,3347
P07	0,4360	0,4445	0,2372	0,4169
P08	0,5254	0,5227	0,2188	0,3274
P09	0,5104	0,5108	0,2156	0,3334
P16	0,4280	0,4277	0,1703	0,3152
P18	0,5594	0,5752	0,2730	0,3969
P19	0,5510	0,5660	0,2635	0,3896
P20	0,5215	0,5384	0,2711	0,4202

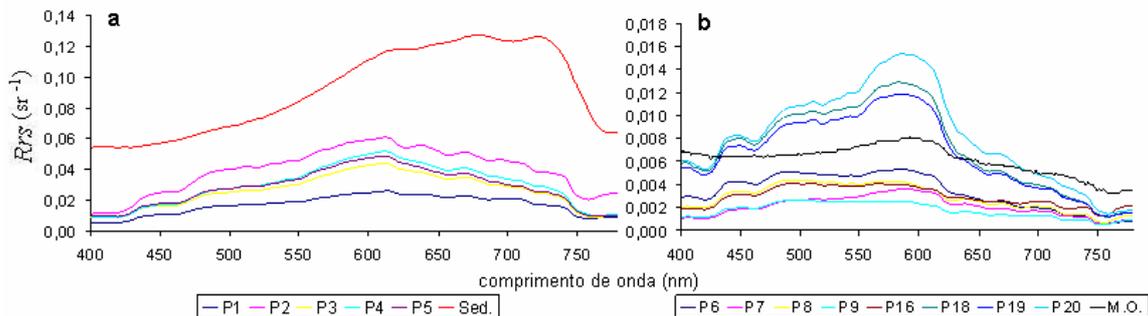


Figura 5.9 - Espectros com características de: a) água com sedimento em suspensão de acordo com a técnica SAM; b) água com matéria orgânica de acordo com a técnica SAM

O grupo onde há predominância de sedimento em suspensão se encontra no braço do rio Manso, e esta predominância deve-se ao carreamento dos sedimentos pelas águas do rio. O grupo onde predomina matéria orgânica dissolvida situa-se no interior do reservatório (Figura 5.10). Um dos fatores responsáveis pela resposta da R_{rs} é o grande número de árvores que estão submersas no local devido o enchimento do reservatório (Figura 5.11).

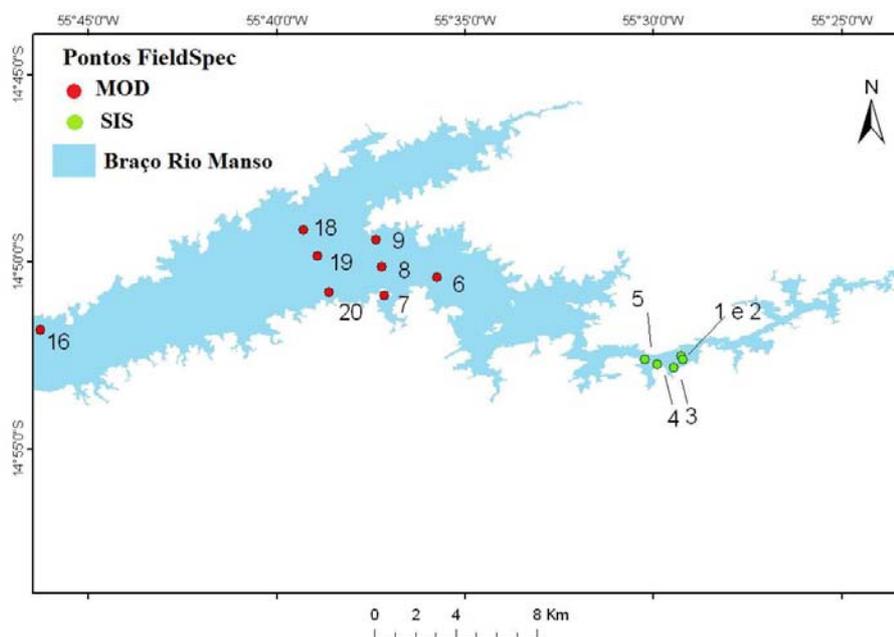


Figura 5.10 - Agrupamento resultante dos espectros do Fieldspec com filtro de 7 pontos.



Figura 5.11 - Presença de árvores submersas no reservatório de Manso

Como pode ser observado na Tabela 5-5, o coeficiente de atenuação da luz é maior nos pontos que se encontram no braço do rio Manso e menor no interior do reservatório. Este fato condiz com o do agrupamento dos espectros, pois no braço do rio, devido ao carreamento de sedimentos, a profundidade óptica é menor.

Tabela 5-5 - Valores *in situ* de k e clorofila ($\mu\text{g/l}$) para os pontos amostrados na superfície.

Pontos	K	Chl ($\mu\text{g/L}$)
P1	0,93	489
P2	0,92	448
P3	1,28	685
P4	0,98	436
P5	0,89	325
P16	0,61	009
P18	0,64	316
P19	0,71	441
P20	0,82	024

5.5. Aplicação do método SAM para bandas simuladas do MODIS

Ao simular as curvas de referência como bandas do sensor MODIS, nota-se que estas são suavizadas e pouco se nota o pico da clorofila no infravermelho próximo (próximo a 700 nm). Ainda assim é possível diferenciar os tipos de água (Figura 5.12).

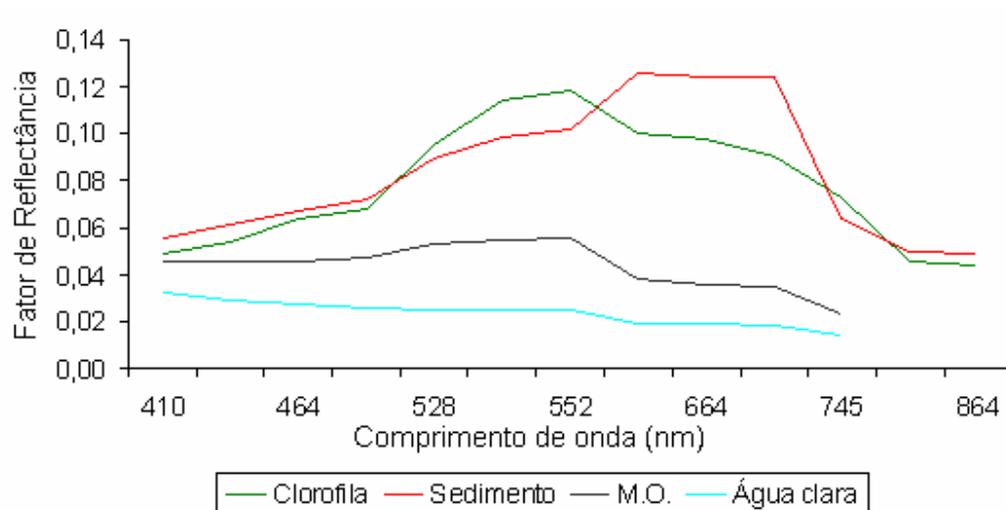


Figura 5.12 - Espectros de referência utilizados na classificação dos espectros de reflectância de sensoriamento remoto coletados em campo pelo Fieldspec e simulados para as bandas MODIS.

Devido a essa suavização das curvas, o resultado diferenciou-se em relação aos dados hiperespectrais do sensor Fieldspec. Aplicando a técnica do SAM a esses espectros, os

pontos de 1 a 5 foram classificados como predominância de clorofila, em vez de sedimento em suspensão como observado anteriormente. Os outros pontos foram classificados como água com predominância de matéria orgânica, como na classificação realizada anteriormente com os dados hiperespectrais (Tabela 5-6).

Tabela 5-6 - Classificação Resultante da Técnica SAM para os espectros de reflectância de sensoriamento remoto simulados para as bandas MODIS

	Clorofila	Sedimento	Mat. Orgânica	Água Clara
	Referência_1	Referência_2	Referência_3	Referencia_4
P01	0,1530	0,1848	0,2873	0,3950
P02	0,1284	0,2040	0,2836	0,3933
P03	0,2117	0,2753	0,2523	0,3825
P04	0,2178	0,2803	0,2804	0,4129
P05	0,2255	0,3014	0,2488	0,3851
P06	0,4964	0,5787	0,2139	0,2536
P07	0,3212	0,4313	0,2009	0,3225
P08	0,4227	0,4987	0,1843	0,2254
P09	0,4029	0,4829	0,1885	0,2372
P16	0,3195	0,3970	0,2314	0,2747
P18	0,4800	0,5846	0,2467	0,3302
P19	0,4745	0,5785	0,2391	0,3237
P20	0,4525	0,5627	0,2441	0,3498

Este resultado deve-se à suavização das curvas que descaracteriza a predominância dos COAs na água. Além disso, as curvas de R_{rs} obtidas em campanha não apresentam características nítidas de COAs isolados. Dessa forma foi possível observar que a água do reservatório apresenta em sua composição, MOD, chl-*a* e SIS. A presença de chl-*a* amostrada pela simulação dos espectros de R_{rs} para as bandas MODIS pôde ser confirmada ao observar a Tabela 5-5, a qual mostra que, no braço do rio Manso, existe maior concentração de clorofila que no interior do reservatório.

5.6. Aplicação da análise derivativa aos dados de R_{rs}

A classificação SAM mostrou que no braço do reservatório há maior presença de sedimento em suspensão e como foi discutido anteriormente, os sedimentos em suspensão podem mascarar a presença de clorofila na água deslocando o pico de 550nm para um pico mais extenso e achatado de 550nm a 650 nm (Goodin et al., 1993) para as águas mais túrbidas. A análise derivativa remove os efeitos da turbidez causada pelo sedimento em suspensão evidenciando a presença de clorofila (HAN; RUNDQUIST, 1997).

O cálculo da derivada foi aplicado aos valores de R_{rs} , em todos os comprimentos de ondas, entre 400 e 800 nm, com 3 nm de resolução nominal. Para melhor análise dos resultados, aplicou-se um filtro de suavização. Foram testados filtros de média de diferentes pontos, mas o que apresentou melhor desempenho foi o de média de 7 pontos, baseado nos métodos usados por Han e Rundquist (1997) e Goodin et al. (1993). O filtro de 7 pontos foi o mesmo utilizado na técnica SAM.

Na Figura 5.13 há uma comparação de curvas espectrais. Na Figura 5.13a, observa-se as curvas espectrais e de primeira e segunda derivada para a água com sólidos em suspensão de acordo com Goodin et al. (1993) e na Figura 5.13b, as curvas de R_{rs} obtidas em campanha para este estudo. Estas curvas apresentam comportamento de presença de sedimentos em suspensão na água.

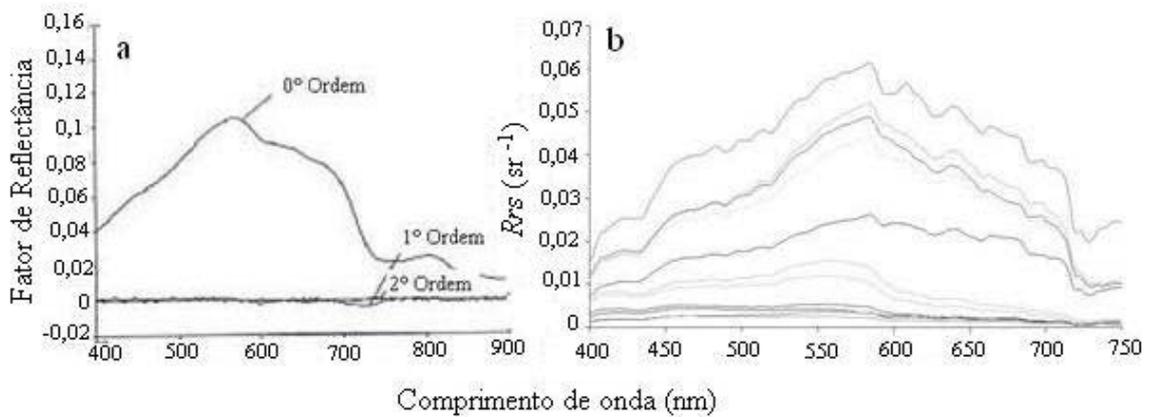


Figura 5.13 - a) Curvas espectrais e de primeira e segunda derivada para água com sólidos em suspensão (Fonte: Goodin et al., 1993); b) R_{rs} coletados em campo no reservatório de Manso.

Após a análise das curvas de primeira derivada (Figura 5.14), elas foram agrupadas de acordo com a semelhança das feições espectrais apresentadas (Figura 5.15). O resultado deste agrupamento foi igual ao da classificação SAM.

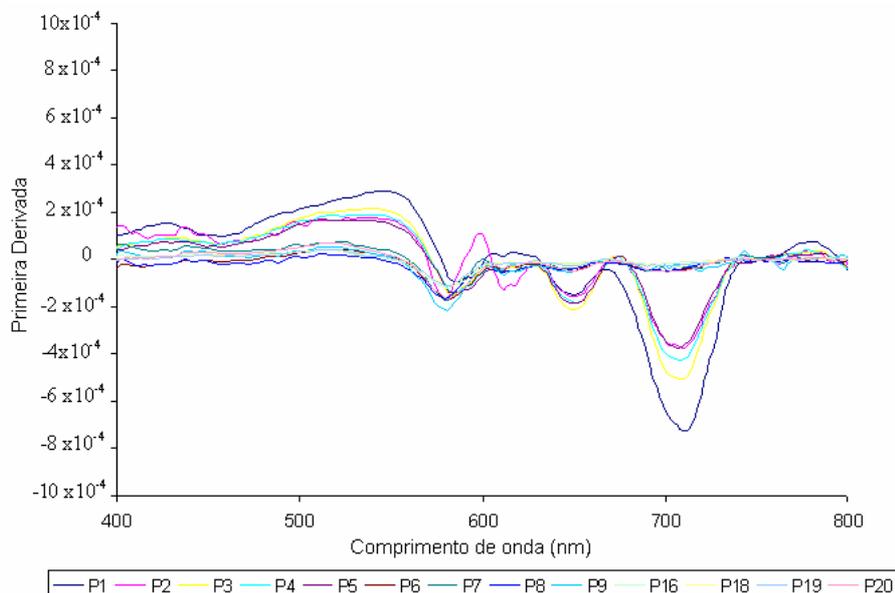


Figura 5.14 - Primeira derivada dos espectros de R_{rs} coletados por meio do Fieldspec, banda de 3nm e filtro de 7 pontos.

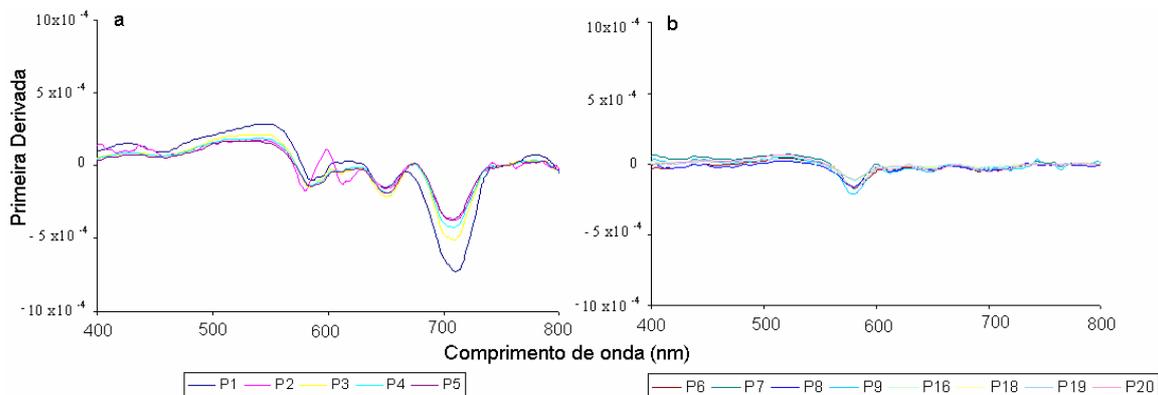


Figura 5.15 - Primeira derivada dos espectros de R_{rs} coletados por meio do Fieldspec, banda de 3nm e filtro de 7 pontos, a) pontos de coleta de 1 a 5; b) pontos de coleta 6 a 9, 16 e 18 a 20.

Observa-se na Figura 5.15a e b, que nos pontos de 1 a 5, o comportamento das curvas é diferente dos pontos 6 ao 9, 16 e 18 a 20. A primeira derivada remove o sinal de reflectância da superfície da água, permitindo a detecção dos constituintes presentes da água principalmente sedimentos em suspensão. Dekker et al (1992b) e Quibell (1991) demonstraram que quando o corpo de água apresenta um cenário eutrofizado, ou com presença de sedimentos em suspensão, a resposta da absorção da clorofila se desloca de 685nm para comprimentos de ondas maiores como em 715nm. Como pode ser observado na Figura 5.15a, há um grande cavado no comprimento de onda de 711nm.

Com o objetivo de gerar o melhor modelo de presença de clorofila no reservatório de Manso, foram realizadas regressões lineares baseando-se em razões de bandas e a primeira derivada em 711 nm. A razão de banda azul/verde (~490/~555) tem sido muito utilizada para modelar a concentração de clorofila em oceanos (CANIZZARO; CARDER, 2006; MARITONEMA; SIEGEL, 2005) e a razão de banda infravermelho próximo (IFVP)/vermelho (~705/~670) tem sido escolhida ao se trabalhar em águas que apresentam maiores concentrações de sedimento em suspensão, como é o caso de águas continentais (HAN; RUNDQUIST, 1997; GITELSON, 1992).

Os dados de chl-*a* consistiram em nove amostras medidas por meio do sensor Satlantic nos mesmos pontos onde foram coletados os espectros. Essas amostras variavam entre 110 µg/L e 540 µg/L com média de 199 µg/L. Para obter um modelo de clorofila para o reservatório de Manso foi utilizado o logaritmo com base dez nas medidas de chl-*a*. Deste modo foram realizadas regressões com as razões de banda (Figura 5.16a e b) e primeira derivada em 711 nm (Figura 5.17).

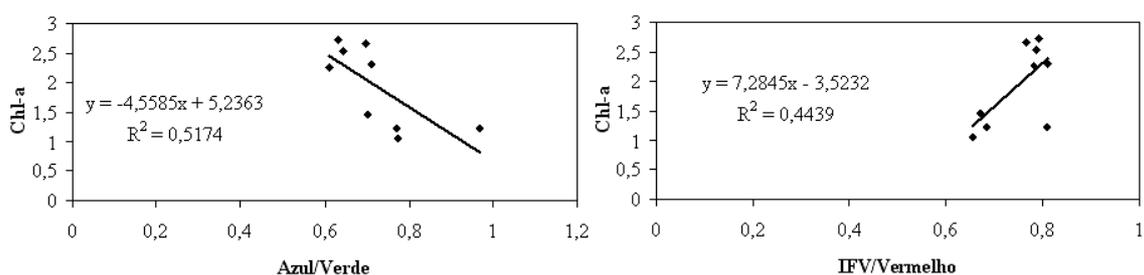


Figura 5.16 - Regressão linear entre: a) a razão das bandas azul (490 nm) e verde (555 nm) e log(chl-*a*); b) razão de bandas IFVP (705 nm) e vermelho (670 nm) e log (chl-*a*)

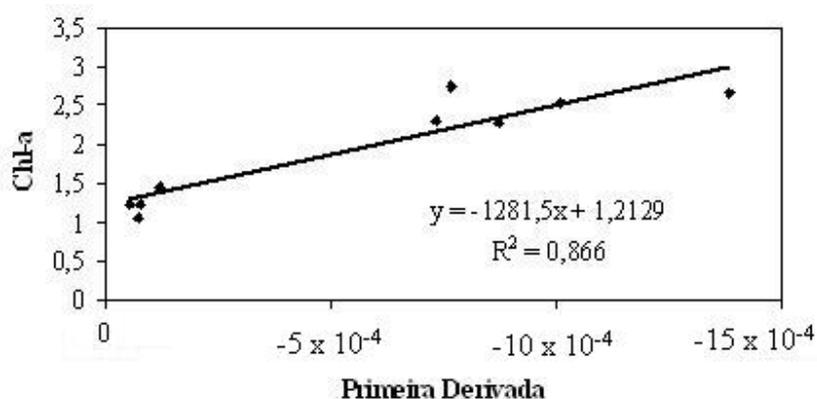


Figura 5.17 - Regressão linear entre a primeira derivada em 711nm e o \log_{10} (chl-*a*)

A regressão linear da chl-*a* com a razão de bandas azul e verde obteve um R^2 de 0,51 (RMSE=0,5; n=9; $p < 0,05$). A regressão linear da chl-*a* com a razão de bandas IFVP e vermelho obteve um R^2 de 0,44 (RMSE=0,54; n=9; $p < 0,05$). A regressão linear da chl-*a* com a primeira derivada em 711nm obteve um R^2 de 0,86 (RMSE=0,26; n=9; $p < 0,05$). Deste modo, apesar da razão de banda IFVP/Vermelho ser mais aconselhada para uso

em águas continentais, a razão Azul/Verde obteve melhor resultado para o reservatório de Manso cujas águas apresentam baixo sedimento em suspensão no geral, semelhante as águas oceânicas. Ainda assim, o melhor modelo para estimar a chl-*a* foi dado pela regressão linear da chl-*a* com a primeira derivada em 711nm. Este resultado é coerente com o obtido por Nóbrega (2002) que para um corpo de água continental, obteve uma correlação positiva entre a primeira derivada da reflectância em 720nm e a chl-*a*.

A segunda derivada, por sua vez, foi calculada, pois remove os efeitos da turbidez causada pelo sedimento em suspensão evidenciado a presença de clorofila (Figura 5.18). Apesar da aparência “ruidosa” do gráfico resultante, devido à presença de sedimentos em suspensão, nota-se um pico discreto no comprimento de onda de 651 nm. Goodin et al. (1993) demonstrou que o comprimento de onda 660 nm na segunda derivada está associada a presença de clorofila em águas túrbidas. Na Figura 5.19 observa-se a regressão linear realizada entre o $\log_{10}(\text{chl-}a)$ e a segunda derivada em 651 nm.

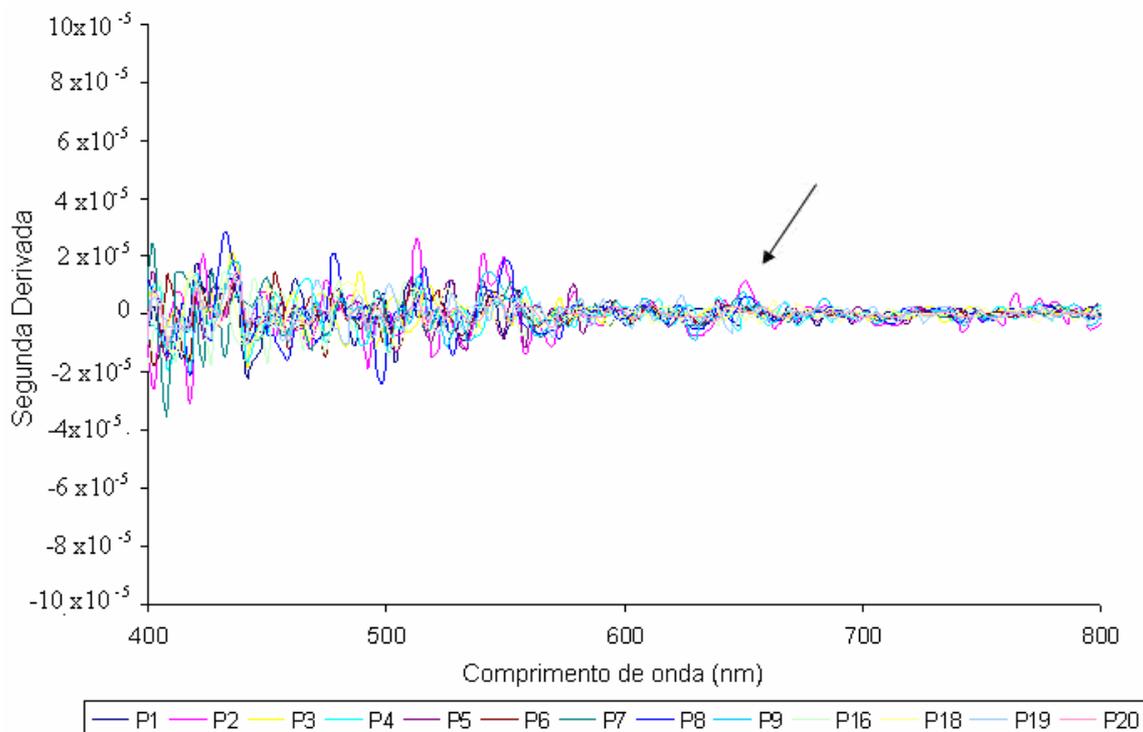


Figura 5.18 - Segunda derivada dos espectros de R_{rs} coletados por meio do Fieldspec, banda de 3nm e filtro de 7 pontos.

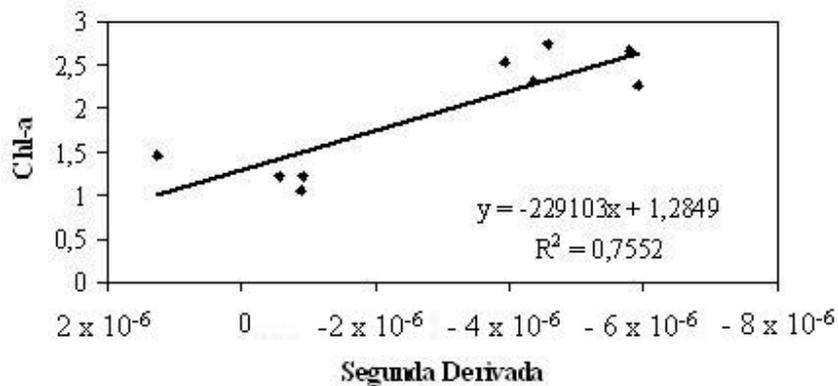


Figura 5.19 - Correlação linear entre a segunda derivada em 651 nm e concentração de clorofila

A regressão linear da chl com a segunda derivada em 651nm obteve um R^2 de 0,75 (RMSE=0,36; n=9; $p < 0,05$). Deste modo, apesar da segunda derivada ser mais utilizada para obter informações sobre a clorofila presente na água, o desempenho de seu modelo

foi inferior que o da primeira derivada em 711 nm. Este resultado pode ser explicado por ser época de chuvas, que aumenta a turbidez do reservatório e faz com que as águas apresentem no geral valores de sedimentos altos em relação aos baixos valores de turbidez normalmente encontrados.

A Tabela 5-7 mostra uma comparação entre os modelos de regressão usados para estimar a concentração de clorofila-*a*. É importante ressaltar que apesar de que deve ser levado em consideração o número baixo de amostras (n=9), outros trabalhos do mesmo escopo obtiveram bons resultados com números baixos de amostras (NOBREGA, 2002; HAN; RUNDQUIST, 1997; GOODIN et al, 1993).

Tabela 5-7 - Comparação de modelos de regressão usados para estimar concentração de clorofila-*a* no reservatório de Manso.

Tipo	Modelo	R2	N
Azul/Verde	$\log_{10}(\text{chl-}a) = -4,558x + 5,2363$	0,52	9
IFVP/Vermelho	$\log_{10}(\text{chl-}a) = 7,2845x - 3,5232$	0,44	9
1° Derivada	$\log_{10}(\text{chl-}a) = -1281,5x + 1,2129$	0,86	9
2° Derivada	$\log_{10}(\text{chl-}a) = -229103x + 1,285$	0,75	9

5.7. Aplicação do FA aos dados da bóia SIMA

A aplicação do FA foi realizada para as mesmas séries temporais onde antes fora aplicada a Transformada de Wavelet (TW). Como não foi possível observar uma periodicidade com a técnica anterior, foi aplicado o FA que, por ser uma técnica baseada em análises geométricas da série temporal, permite o acompanhamento local (com alta resolução temporal) da evolução relativa da dinâmica associada a processos. Os resultados destas análises sobre os dados em questão indicaram relação geométrica entre chl-*a* e intensidade e direção do vento. A Figura 5.21a, b e c, geradas pelo FA, mostram a complexidade registrada ao longo da evolução da chl-*a*, direção e intensidade do vento, respectivamente para o ano de 2007. A Figura 5.25a, b, c são equivalentes as anteriores, mas com valores referentes ao ano de 2008.

5.7.1. Para o ano de 2007

Para o ano de 2007, observou-se um pico de chl-*a* em março (Figura 5.20) que não pôde ser explicado pela TW. Ao observar os mesmos dados com a técnica do FA, nota-se que o período entre 01 de março e 09 de março de 2007 foi marcado por alta variabilidade no parâmetro chl-*a* (FA~1,2) (Figura 5.21a) Os resultados desta análise para os dados de vento indicaram que nos dias que antecederam ao pico de clorofila, a direção apresentou os menores valores de FA (FA~0,8), o que indica persistência na direção do vento. O valores de FA para a intensidade do vento também acusaram variação de regime no momento do pico e, neste mesmo período, a direção do vento permaneceu sob o mesmo regime de variabilidade (FA ~1), sendo que para a direção do vento, este regime se manteve entre de 01 de março a 19 de março de 2007.

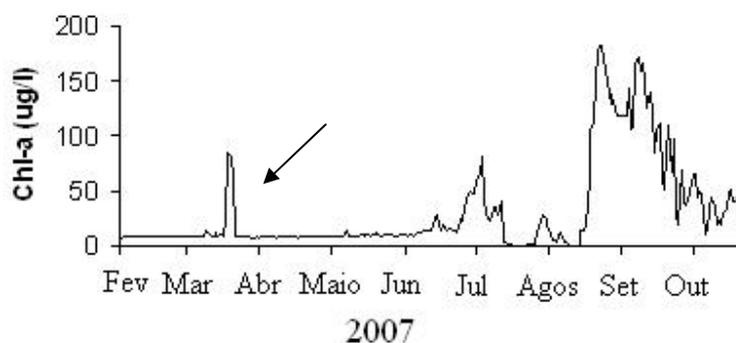


Figura 5.20 - Série Temporal da concentração de clorofila-*a* de superfície para o ano de 2007 medida pela bóia SIMA no reservatório de Manso, 2007.

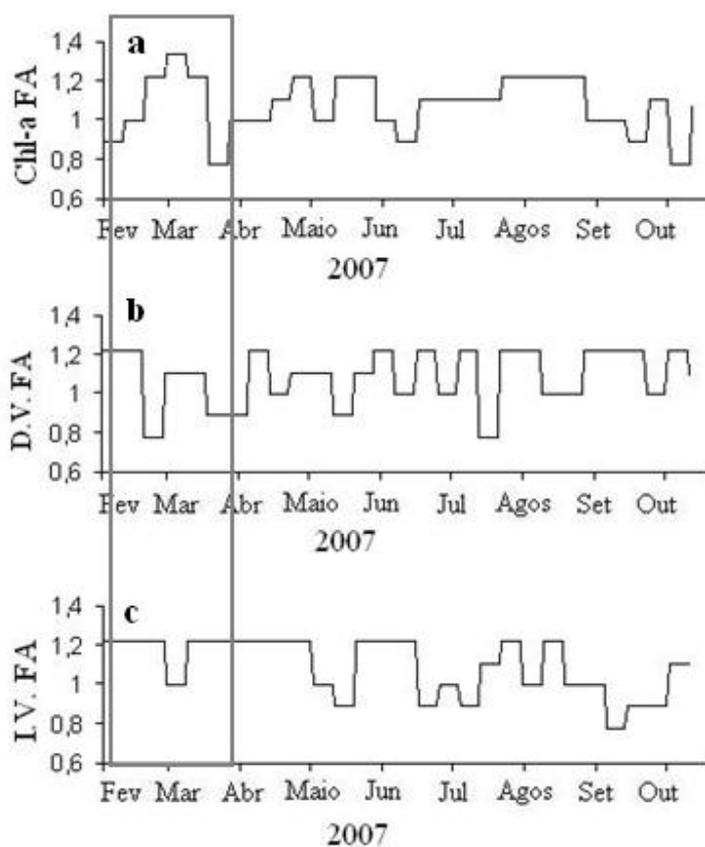


Figura 5.21 - FA aplicado a: a) chl-*a*; b) direção do vento (D.V.) e c) intensidade do vento (I.V.) para 2007. Em destaque está o período de fevereiro a abril que se deseja analisar.

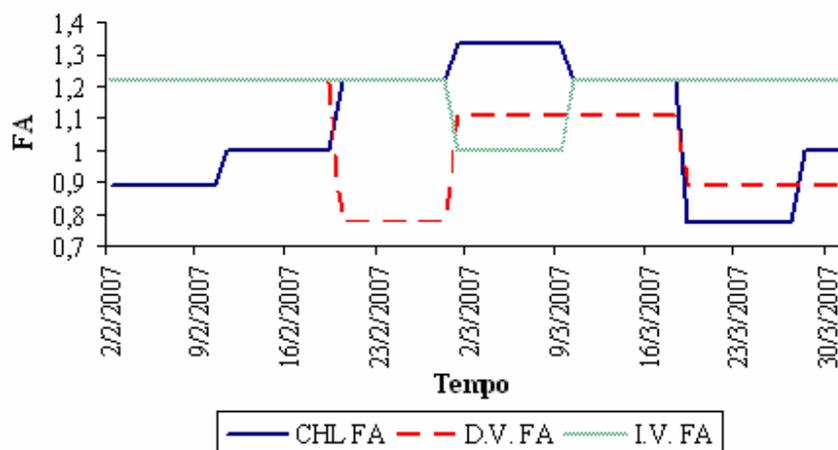


Figura 5.22 - Detalhe do FA aplicado a chl-a, direção do vento (D.V.) e intensidade do vento (I.V.) para o período de fevereiro a março de 2007.

Este resultado indica que o pico de clorofila em março foi precedido por ventos persistentes em direção e que, durante o evento, tanto a direção quanto a intensidade do vento estiveram sob o mesmo regime de assimetria ($FA \sim 1$). Na Figura 5.21b observa-se dois valores de mínimos, sendo que, o que ocorreu em março, precedeu ao pico de clorofila. Este período corresponde ao verão e época de chuvas e o corpo de água do reservatório de Manso está estratificado como pode ser observado na Figura 5.23.

Devido à estratificação, neste período existe uma profundidade de máxima clorofila que coincide com formação da termoclina conforme pode ser visto na Figura 5.24. Especula-se aqui que, o outro FA mínimo de direção do vento, observado em junho, não motivou um pico por ser este um período em que o reservatório está misturado (Figura 5.23) e, portanto, não se esperaria um máximo de clorofila em subsuperfície.

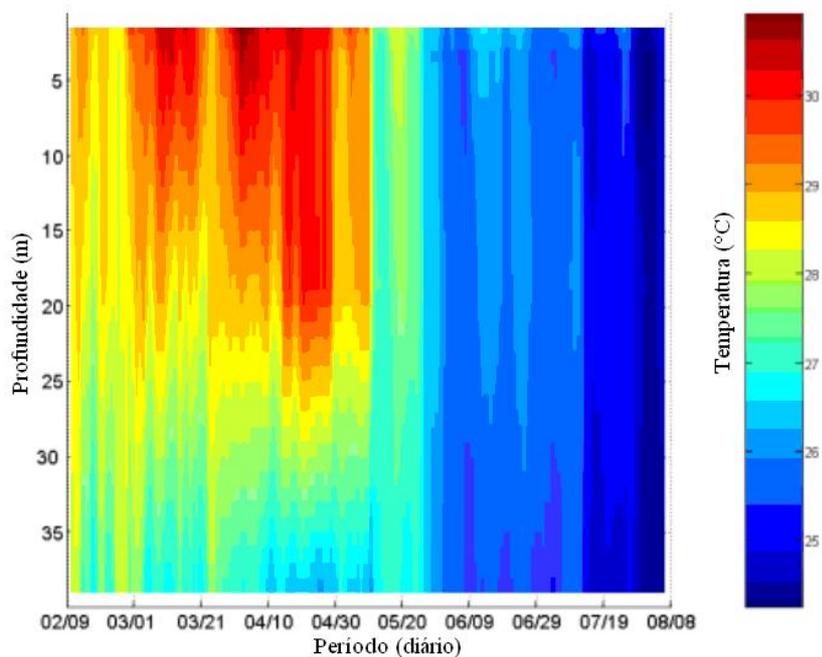


Figura 5.23 - Perfil de temperatura medida no Reservatório de Manso.

Fonte: ASSIREU et al. (2008)

Na Figura 5.24, observa-se o pico de clorofila aos 14 m de profundidade para o mês de março, mostrando que a localização da chl-a, coincide com a termoclina.

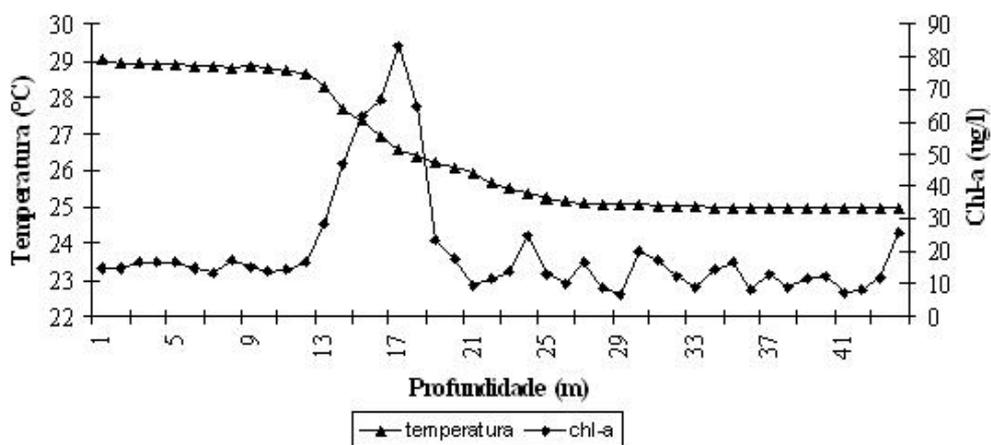


Figura 5.24 - Perfil da concentração de clorofila e temperatura no ponto 18. Dados obtidos ao utilizar o equipamento Satlantic

Como observado na Figura 5.24, o pico de clorofila-a no metalímnio é comumente observado tanto no mar como em reservatórios estratificados. Este pico é denominado clorofila máximo de subsuperfície e se encontra a uma profundidade ótima para o desenvolvimento do fitoplâncton, combinando a interação entre a disponibilidade de nutrientes e disponibilidade de luz (CAMACHO, 2006; FENNEL;BOSS, 2003).

Assim, o pico de clorofila observado em meados de março de 2007 (Figura 5.20), pode estar associado a um processo de ressurgência forçado pelo vento. Sendo o vento, portanto um candidato a índice a ser usado como uma constante ao desenvolver parametrizações para estimar a clorofila do reservatório de Manso.

5.7.2. Para o ano de 2008

Para o ano de 2008, observou-se que não houve um pico de clorofila tão distinto como o de março de 2007. Em maio e em julho ocorreram dois aumentos na chl-a (Figura 5.25a), mas provavelmente foram devidos a outros fatores que não as atividades do vento. Devido à homogeneidade da água, dificilmente poderia haver ocorrido ressurgência de água mais rica em clorofila, forçada pelo vento. Outros aumentos de clorofila foram observados pelo FA ainda que com menor intensidade, como em setembro de 2008 (FA~1,2), onde também concomitante a este aumento, houve menor variabilidade da intensidade do vento (FA~0,78) (Figura 5.25b), e variabilidade mais constante da direção do vento (FA~1,1) (Figura 5.25c).

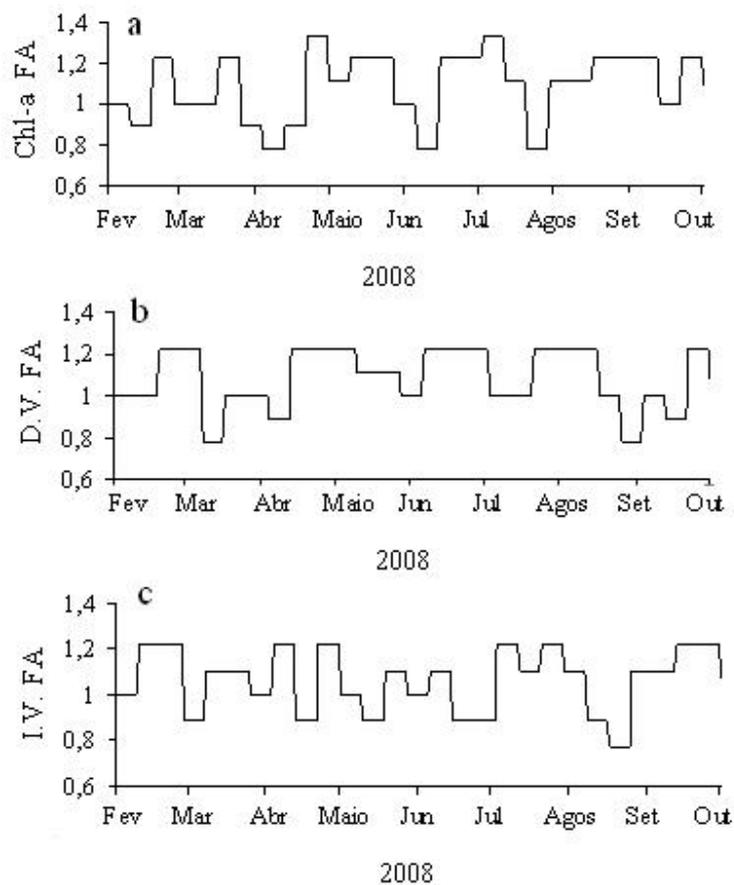


Figura 5.25 - FA aplicado a: a) chl-*a*; b) direção do vento e c) intensidade do vento para 2008

5.8. Classificação do corpo d'água do reservatório

A classificação da composição de imagens do produto MYD09, gerada pelo algoritmo de K-médias endossa os resultados obtidos até agora, uma vez que os pontos de coleta que se apresentam no braço do rio Manso caíram em uma classificação diferente daqueles que estão contidos no corpo do reservatório (Figura 5.26). A escolha do algoritmo do K-média para gerar a classificação foi devido aos procedimentos anteriores assim como o número de classes, onde optou-se por gerar 4 classes para um melhor resultado. Desta maneira, o produto MYD09 mostrou-se eficiente em classificar

os tipos de águas do reservatório de Manso o que pode ser comprovado ao comparar os resultados obtidos anteriormente.

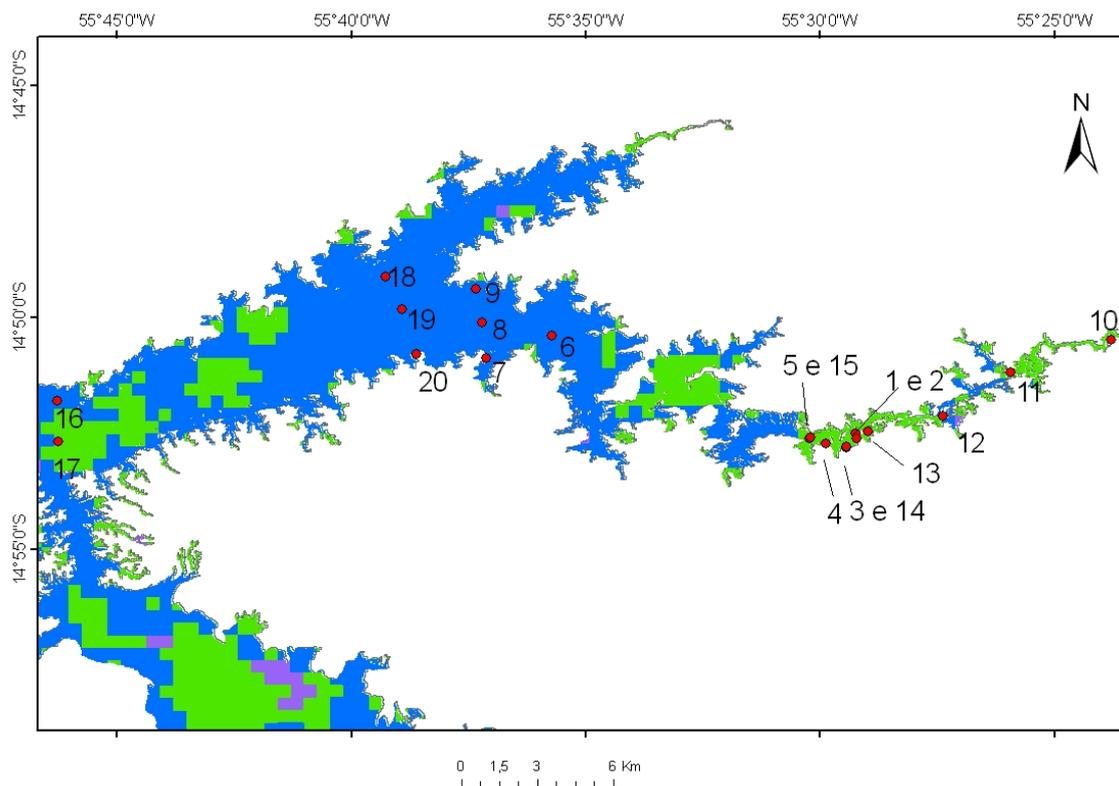


Figura 5.26 - Classificação K-média para o corpo do reservatório de Manso, MT, utilizando uma composição de três dias do MYD09.

5.9. Aplicação do Modelo Linear de Mistura Espectral

A seleção dos pixels de referência foi realizada na composição de imagens do produto MYD09 com o objetivo de escolher os pixels que melhor expressassem a composição óptica da água do reservatório levando em consideração a presença de clorofila, matéria orgânica e sedimento em suspensão (Figura 5.27).

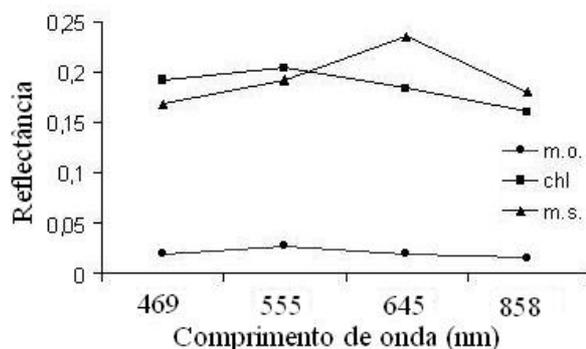


Figura 5.27 - Pixels de referência selecionados na imagem para rodar o MLME para a composição das imagens MYD09.

O resultado da aplicação do MLME na composição para os dias 02, 03 e 05 de março de 2008 pode ser observado na Figura 5.8. Nota-se que a maior concentração de clorofila foi encontrada nas extremidades do reservatório, além do corpo de baixo, no rio Casca e Quilombo. Já a matéria orgânica apresenta maior quantidade no corpo do reservatório do rio Manso, além da extremidade do rio Casca. O sedimento em suspensão encontrou-se em maior concentração nas extremidades do reservatório e em maior quantidade no rio Quilombo. Ao observar os mapas de uso do solo (Figura 3.4) observa-se que a maior área dedicada a pastagem na microbacia de Manso está localizada próximo aos rios Casca e Quilombo e essa pode ser a razão pela qual a maior quantidade de sedimentos em suspensão na água desta área do reservatório. Sendo assim, o resultado da MLME corrobora com que foi analisado até o momento a partir dos espectros coletados em campo. Na Figura 5.28d a composição colorida RGB (chl-m.o.-m.s.) permite uma melhor visualização dos COAs dominantes no reservatório.

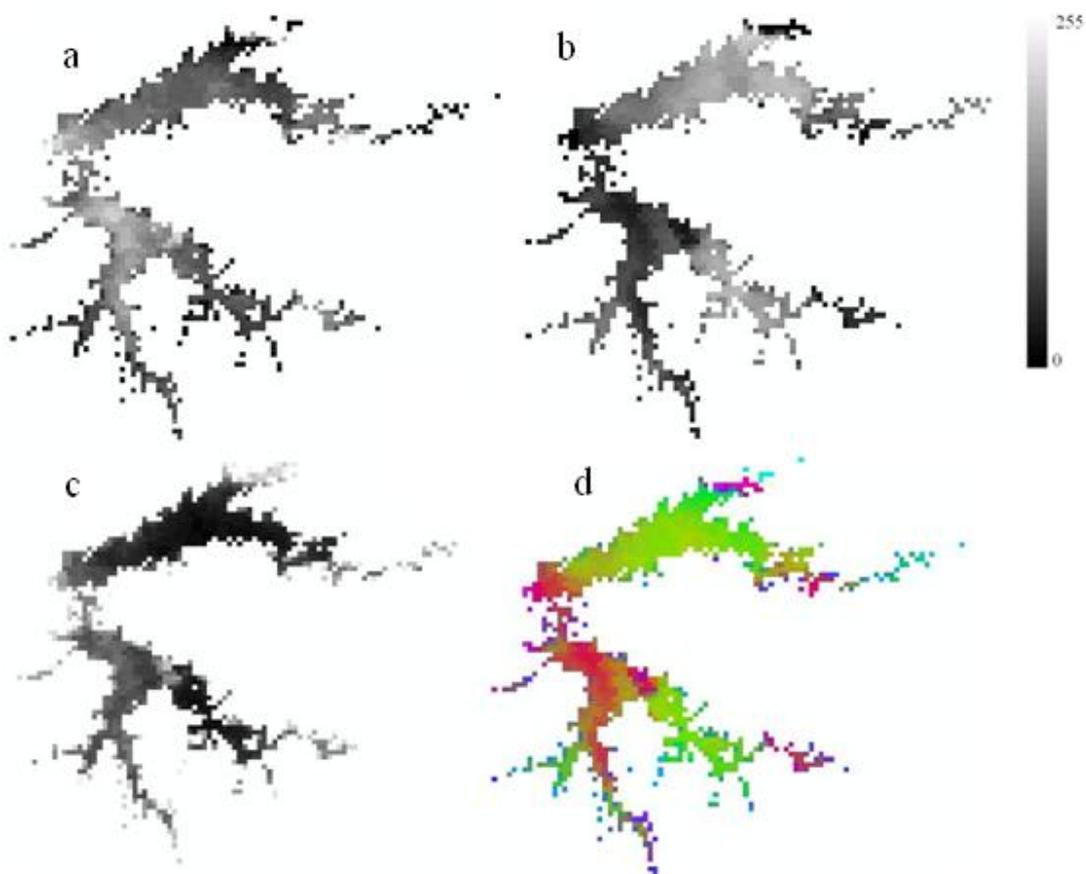


Figura 5.28 - Imagens fração e composição colorida. (a) concentração de clorofila-*a*, (b) matéria orgânica, (c) material em suspensão, (d) composição colorida R(a)G(b)B(c) para o reservatório de Manso, MT.

5.10. Correlação dos dados de Rrs do MOD09 AQUA com os dados de Rrs *in situ* simulados para as bandas do MOD09

Com objetivo de verificar se a resposta de reflectância de sensoriamento remoto obtida pelo sensor MODIS era compatível com as medidas realizadas *in situ*, foi gerado um modelo de regressão linear para estas duas variáveis (Figura 5.29).

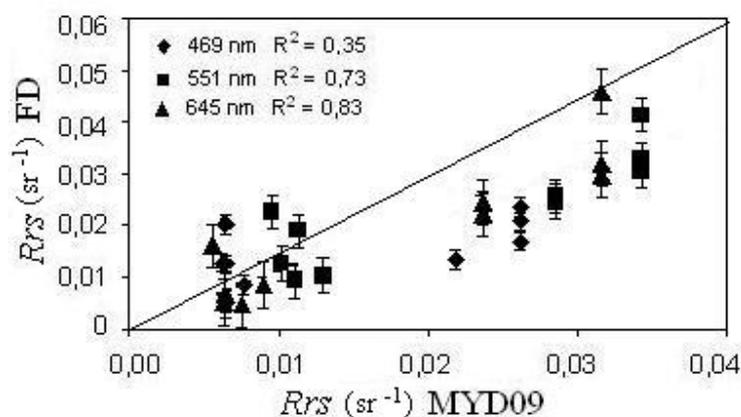


Figura 5.29 - Regressão linear entre os espectros de R_{rs} simulados para as bandas do MODIS e a R_{rs} obtida no MYD09.

Para um intervalo de confiança de 95%, a regressão linear da banda do verde obteve um resultado significativo com R^2 igual a 0,73 (RMSE=0,005; n=10; p<0,05). A regressão linear para a banda do vermelho também obteve um resultado significativo com R^2 igual a 0,83 (RMSE=0,006; n=10; p<0,05). Já para a banda do azul, a regressão linear obteve um R^2 baixo ($R^2=0,35$; RMSE=0,004; n=10; p>0,05). Percebe-se que quanto maior o comprimento de onda, maior o R^2 . Apesar da correção atmosférica do produto MYD09, nota-se que a regressão linear da banda do azul não foi significativa. Este resultado pode ser justificado pelo fato de que menores comprimentos de onda sofrem mais espalhamento (MOBLEY, 2004). A resolução espacial de 500m do MOD09 resulta na heterogeneidade do pixel, ou seja, este é formado pela integração da resposta de diferentes alvos. Sendo assim, pôde ser constatado que houve boa concordância entre as estimativas de R_{rs} orbitais com as *in situ*. Deste modo, o resultado obtido pela regressão mostra que para o reservatório de Manso é possível utilizar o produto MYD09 para se trabalhar com R_{rs} .

5.11. Correlação dos dados de Rrs do MOD09 AQUA com os dados de chl-a

Ao todo foram obtidos 27 dados de chl-a medidos nas campanhas citadas anteriormente, que variam de 10 $\mu\text{g/L}$ a 1170 $\mu\text{g/L}$ e com média de 460 $\mu\text{g/L}$. Nos valores de chl-a foi

utilizado um logaritmo de base dez. Com as imagens MYD09 de resolução espacial de 250m, dos mesmos dias das campanhas, foram extraídos os valores de R_{rs} da banda do infravermelho próximo (IFVP) centrada em 856 nm para os mesmos pontos da coleta de chl-*a* realizados. Com estes dados foi gerada uma regressão polinomial que gerou um polinômio de quarta ordem, com R^2 de 0,69 (RMSE= 0,34; n=27; $p < 0,05$) (Figura 5.30).

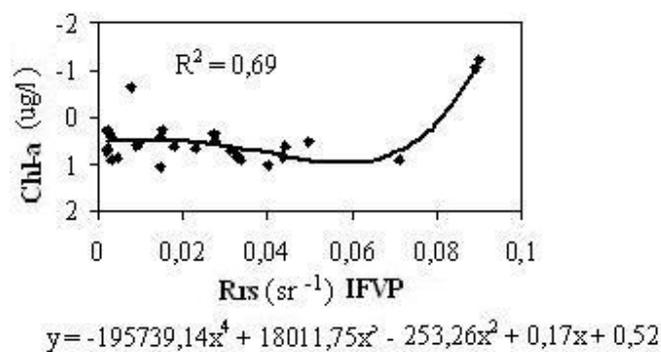


Figura 5.30 - Regressão Polinomial da concentração de clorofila-*a* e a R_{rs} da banda do infravermelho próximo (IFVP) do sensor MODIS de resolução espacial de 250m

O seguinte modelo foi gerado para estimar a chl-*a* por meio da MYD09 no reservatório de Manso:

$$\log_{10}(\text{chl-}a) = -195739,14x^4 + 18011,75x^3 - 253,26x^2 + 0,17x + 0,52$$

A regressão possui dois pontos com alta R_{rs} no IFVP ($R_{rs} \sim 0,089$), estes pontos se referem aos pontos 16 e 17 da coleta de março de 2008. Os pontos 16 e 17 se encontram na parte mais interna do reservatório, onde há baixa chl-*a* e maior presença de matéria orgânica dissolvida, que pode ser causada entre outros fatores, devido às árvores submersas em decomposição. O aumento da MOD na água aumenta a reflectância em comprimento de ondas maiores, como o infravermelho próximo, o que pode ser observado por satélite (KUTSER et al., 2005).

Também se observa a presença de um *outlier* na regressão, que ao ser retirado, o R^2 é igual a 0,83 (RMSE=0,24; n=26; p<0,05) e o modelo para estimar a chl-*a*:

$$\log_{10}(\text{chl-}a) = - 322214,94x^4 + 40700,04x^3 - 1501,06x^2 + 20,43x + 0,54$$

Tarrant e Neuer (2009) realizaram um experimento semelhante ao estudar dois reservatórios nos Estados Unidos utilizando amostras de chl-*a* ao longo de um ano e imagens MOD09 com resolução espacial de 250m para os mesmos dias das coletas. Eles obtiveram um polinômio de quarta ordem com o R^2 de 0,87 para um reservatório e 0,69 para o outro. Deste modo, o sensor MODIS com a resolução espacial de 250m demonstra poder ser utilizado para monitorar a qualidade da água de reservatórios sendo capaz de criar modelos que possam prever a chl-*a*.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados encontrados neste estudo, baseado no uso de dados limnológicos e espectrais *in situ* foi concluído que:

- Os métodos analíticos utilizados se mostraram eficazes para caracterizar a água do reservatório. Este foi compartimentado em duas regiões: braço do rio e corpo de água. No braço do rio, as águas foram caracterizadas como ricas em chl-*a* e sedimento em suspensão em comparação com o corpo de água que apresentou a maior quantidade em material orgânica dissolvida. A análise derivativa também se mostrou uma técnica eficiente para modelar a presença de chl-*a*.
- A classificação não supervisionada k-média dos espectros em conjunto com os dados limnológicos medidos pelo Satlantic demonstraram que o corpo de água do reservatório se apresentava estratificado durante a época de coleta (verão).
- A krigagem ordinária realizada nos dados de chl-*a* *in situ* (laboratório) demonstraram um mergulho do rio no corpo do reservatório.
- A utilização do FA para este estudo se mostrou uma ferramenta útil para estudar a variabilidade de parâmetros de qualidade da água. Com o FA foi possível observar uma relação entre séries temporais de chl-*a* e campo de vento. Deste modo, o vento deve ser considerado na modelagem e/ou parametrizações de estimativas da chl-*a* no reservatório de Manso.
- O produto MYD09 mostrou-se eficiente para classificar as águas do reservatório, corroborando com as análises dos dados obtidos a partir de dados *in situ*. O reservatório foi compartimentado em duas regiões, utilizando a técnica de classificação não supervisionada k-média.

- Com o MLME também foi possível observar que a maiores quantidades de chl-*a* e sedimento em suspensão foram observadas nos braços dos rios. Já a matéria orgânica foi observada em maior concentração no corpo principal do reservatório.
- As R_{rs} obtidas *in situ* por meio do FieldSpec e simuladas para as bandas do MODIS concordaram razoavelmente bem com às obtidas pelo produto MYD09, com exceção para a banda do azul, que devido ao menor comprimento de onda, é mais afetada pelo espalhamento atmosférico.
- A banda do infravermelho próximo fornecida pelo produto MYD09 com resolução de 250m pode ser empregada para monitorar a chl-*a* em reservatórios a partir de modelos empíricos de regressão polinomial.

Ainda existem poucos trabalhos voltados ao estudo das propriedades ópticas inerentes de corpos de águas continentais, se compararmos com o número de estudos envolvendo águas oceânicas. Por isso, recomenda-se mais pesquisas voltados às águas continentais. Este trabalho contribuiu para o entendimento da POI em reservatório, mas para melhores resultados, recomenda-se também coletar dados referentes à absorção dos COAs para melhor caracterização bio-óptica destes importantes sistemas aquáticos.

Reconhece-se aqui que o esforço amostral realizado no reservatório de Manso ainda não é suficiente para caracterizar devidamente sua dinâmica espacial e temporal. Assim, recomenda-se a realização de novas campanhas amostrais buscando resolver variações associadas ao ciclo hidrológico, bem como, variabilidades interanuais. Talvez, já considerando a compartimentação observada neste trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBERT, A.; MOBLEY, C.D. An analytical model for subsurface irradiance and remote sensing reflectance in deep and shallow case-2 waters. **Optics Express**. v. 11, n. 22. p. 2873-2890, 2003.

ALCÂNTARA, E.H., **Análise da turbidez na planície de inundação de Curuaí (PA, BRASIL) integrando dados telemétricos e imagens MODIS/TERRA**. 2007. 220p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2007.

ALVES, A.L. Cuiabá river fisheries depleted by Manso dam. **World Rivers Review**, v. 15, n. 4, p. 11, 2000.

ASSIREU, A. T.; LIMA, I. B. T.; NOVO, E.M.L.M.; ROLAND, F.; PACHECO, F. S.; ALCÂNTARA, E.H.; STECH, J. L.; LORENZZETTI, J.A.; BARROS, N; MARANI, L. Underflow suspension induced by the interplay between upwelling and Kelvin-Helmholtz instability in tropical Manso Reservoir, Brazil. **J. Geophys. Research**, 2008. Aceito pela revista.

ASSIREU, A. T.; STECH, J. L.; NOVO, E. M. L. M.; LORENZZETTI, J. A.; LIMA, I. B. T.; CARVALHO, J. C. Aplicação do operador de Fragmentação Assimétrica (FA) na comparação de dados coletados in situ por diferentes sensores e transmitidos pelos satélites brasileiros SCD e CBERS: um exemplo de aplicação ao Sistema de Monitoramento Ambiental (SIMA). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12. (SBSR), 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 2455-2462. CD-ROM, On-line. ISBN 85-17-00018-8. (INPE-12687-PRE/7977). Disponível em: <<http://urlib.net/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.26.18.43>>. Acesso em: 24 jul. 2009.

ASSIREU, A. T.; ROSA, R. R.; RAMOS, F. M.; BARBOSA, E. B. M.; VIJAYKUMAR, N. L. Análises de dados atmosféricos coletados pelos satélites CBERS e SCD a partir da técnica do padrão de gradientes. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12. (SBSR), 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 3477-3486. CD-ROM, On-line. ISBN 85-17-00018-8. (INPE-12732-PRE/8022). Disponível em: <<http://urlib.net/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.20.19.41>>. Acesso em: 24 jul. 2009.

ASSIREU, A.T.; LORENZZETTI, J.A.; NOVO, E.M.L.M.; STECH, J.L.; BRAGA, C.Z.F.; LIMA, I.B.T. Aplicação do operador de fragmentação assimétrica (FA) na caracterização de controles geomorfológicos em reservatórios hidroelétricos. **Revista Brasileira de Geociências**. v. 34, n. 4, p. 501-508, 2004.

ASSIREU, A.T.; ROSA, R. R; VIJAYKUMAR, J.A; E. L. REMPEL, F. M. RAMOS, L. D.; ABREU SÁ, M. J. A; LORENZZETTI, J.A. Gradient pattern analysis of short nonstationary time series: an application to Lagrangian data from satellite tracked drifters. **Physica D**. v. 168-169C, p.397-403, 2002.

BALASSA, G.C.; FUGI, R.; HAHN, N.S.; GALINA, A.B. Dieta de espécies de Anostomidae (Teleostei, Characiformes) na área de influência do reservatório de Manso, Mato Grosso, **Brasil. Ser. Zool**. v.94, n.1, p. 77-82, 2004.

BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto da dinâmica de circulação da água do sistema planície de Curai/Rio Amazonas**. 2005. 286 p. (INPE-14614-TDI/1193). Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 2005. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/MTC-m13@80/2006/02.22.15.03>>. Acesso em: 24 jul. 2009.

BARNES, W.L.; XIONG, X.; SALOMONSON, V.V. Status of Terra MODIS and Aqua MODIS. **Adv. Spaces Res**. v. 32, n.11.p. 2099-2106, 2003.

BARRÉ N.; PROVOST, C.; SARACENO, M. Spatial and temporal scales of the Brazil-Malvinas Current confluence documented by simultaneous MODIS Aqua 1.1 km resolution SST and color images. **Advances in Space Research**. v. 37, p. 770-786, 2006.

BARROS, N.O.; CESAR, D.E.; ROLAND, F. Variação da intensidade luminosa em dois reservatórios do sistema Furnas. In: SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 11, Juiz de Fora, UFJF,2004. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/projetofurnas/doc/documentacao.php>> Acesso em: 24 jul 2009.

BRAGA, C.Z.F. **Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da concentração de clorofila-a, transparência e profundidade da água na Lagoa de Araruama, RJ**.1998. 160 p. Tese (Doutorado em Geociências – Área de Concentração Geoquímica Ambiental) – Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, 1998.

BRICAUD, A.; MOREL, A.; PRIEUR, L. Optical efficiency factors of some phytoplankters. **Limnology and Oceanography**, v. 28, n. 5, p. 816-832, 1983.

CABRAL, A. P.; MANTOVANI, J. E.; COSTA, M. P. F.; LIMA, R. A. F.; NOVO, E. M. L. M. Efeitos da concentração e da granulometria na assinatura espectral do material inorgânico em suspensão. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 6. (SBSR), 1990, Manaus. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1990. p. 496-504. Printed, On-line. ISBN 978-85-17-00051-5. (INPE-7870-PRE/3710). Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/marte@80/2008/08.18.17.36>>. Acesso em: 24 jul. 2009.

CALIJURI, M.C.A. **Estrutura fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP)**.1999.197p. Tese (Doutorado de Livre-Docência) – Universidade de São Paulo (USP), São Carlos.

CAMACHO, A. On the occurrence and ecological features of deep chlorophyll máxima (DCM) in Spanish stratified lakes. **Limnetica**, v. 25, n.1-2, p. 453-478, 2006.

CANNIZZARO, J.P.; CARDER, K.L. Estimating chlorophyll a concentrations from remote sensing reflectance in optically shallow waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 101, p. 13-24, 2006.

CARVALHO, J. C.; BARBOSA, C. C.; NOVO, E. M. L. M.; MANTOVANI, J. E.; MELACK, J. M.; PEREIRA FILHO, W. Applications of quantitative analysis techniques to monitor water quality of Curuai Lake, Brazil. In: INTERNATIONAL GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM (IGARSS), 2003, Toulouse, France. **Proceedings...** Piscataway: IEEE, 2003. CD-ROM. ISSN 0-7803-7929. (INPE-10111-PRE/5646). Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/marciana/2003/08.27.13.54>>. Acesso em: 24 jul. 2009.

CHEN, Z.; CHUANMIN H.; MULLER-KARGER, F. Monitoring turbidity in Tampa Bay using MODIS/Aqua 250 m imagery. **Remote Sensing of Environment**. v. 109. p. 207-220, 2007.

ÇAMDEVÝREN, H.; DEMÝR, N.; KANIK, A.; KESKÝN, S. Use of principal component scores in multiple linear regression models for prediction of *Chlorophyll-a* in reservoirs. **Ecological Modelling** v.181, p.581-589, 2005.

CHOUBEY, V. K.; SUBRAMANIAN, V. Spectral response of suspended sediments in water under controlled conditions. **Journal of Hydrology**, v. 122, p. 301-308, 1991.

DEKKER, A.G.; MALTHUS, T.J.; WIJNEN, M.M. Spectral band location for remote sensing of turbid and/or eutrophic waters. **Emerging Technologies and Systems**, p. 955-970, 1992a.

DEKKER, A. G., MALTHUS, T. J., WIJNEN, M. M. & SEYHAN, E. The effect of spectral bandwidth and positioning on the spectral signature analysis of inland waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 41, p. 211-225, 1992 b.

DEKKER, A.G., MALTHUS, T.J., SEYHAN, E. Quantitative modeling of inland water quality for High-Resolution MSS Systems. **Institute of Electrical and Electronics Engineers Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 29, n.1, p. 89-95, 1991.

DEL'DUCA, A.; CESAR, D.; ROLAND, F. Relação entre a densidade bacteriana e a concentração de oxigênio dissolvido na variação vertical de dois reservatórios recentes do sistema Furnas Centrais Elétricas (UHE de Serra da Mesa – GO e APM de Manso – MT) no período de seca. In: SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 11., 2004, Juiz de Fora, Minas Gerais. **Anais Eletrônicos...** Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/projetofurnas/doc/documentacao.php>> Acesso em: 24 jul 2009.

DENNISO, P.E; HALLIGAN, K.Q; ROBERTS, D.A. A comparison of error metrics and constraints for multiple endmember spectral mixture analysis and spectral angle mapper. **Remote Sensing of Environ.** v. 93, p.359-367, 2004.

DUQUE-ESTRADA, C.H.E.; CESAR, D.E.; ROLAND, F. Variação nictemeral no início do período de estiagem no Reservatório de Manso (MT). In: XI SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 2004, Juiz de Fora, Minas Gerais. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/projetofurnas/doc/documentacao.php>> Acesso em: 24 jul 2009.

ENVIRONMENT VISUALING IMAGENS (ENVI). **Guia do Envi, Sulsoft**, 2006.

FELGUEIRAS, C. A. **Modelagem ambiental com tratamento de incertezas em sistemas de informação geográfica**: o paradigma geoestatístico por indicação. 1999. 212 p. (INPE-8180-TDI/760). Tese (Doutorado em Computação Aplicada) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 1999. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/deise/2001/08.03.12.35>>. Acesso em: 24 jul. 2009.

FENEL, K.; BOSS, E. Subsurface maxima of phytoplankton and chlorophyll: Steady-state solutions from a simple model. **Limnol. Oceanogr.**, v. 48, n. 4, p. 1521-1534, 2003.

FERREIRA, R.M.; BASSOLI-ROSA, F.; CESAR, D.E.; ROLAND, F. Variação nas taxas de produção fitoplanctônica em dois reservatórios do Sistema Furnas. In: SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 11 ,2004, Juiz de Fora, Minas Gerais. **Anais /eletrônicos...** Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/projetofurnas/doc/documentacao.php>> Acesso em: 24 jul 2009.

FOUGNIE, B.; FROUIN, R.; LECOMTE, P.; DESCHAMPS, P.-Y. Reduction of Skylight Reflection Effects in the Above-Water Measurement of Diffuse Marine Reflectance. **Applied Optics**, v. 38, n.18, p. 3844-3856, 1999.

FRANZ, B.A.; KWIATKOWSKA, E.J.; MEISTER, G.; McCLAIN, C.R. Utility of MODIS-Terra for Ocean Color Applications. **SPIE**, v. 6677, 2007.

FROIDEFOND, J.M.; GARDEL, L.; GUIRAL, D.; PARRA, M.; TERNON, J.F. Spectral remote sensing reflectances of coastal waters in French Guiana under the Amazon influence. **Remote Sensing of Environment**. v. 80, p. 225-232, 2002.

FUJUKI, T.; TAGUCHI, S. Variability in chlorophyll *a* specific absorption coefficient in marine phytoplankton as a function of cell size and irradiance. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 9, p. 859-874, 2002.

FURNAS, Centrais Elétricas S.A. Furnas. Disponível em: <<http://www.furnas.com.br>>. Acesso em 30 de janeiro de 2008.

GITELSON, A.A.; DALL'OLMO, G.; MOSES, W.; RUNDQUIST, D.C.; TADD BARROW; FISHER, T.R.; GURLIN, D.; HOLZ, J. A simple semi-analytical model for remote estimation of chlorophyll-*a* in turbid waters: Validation. **Remote Sensing of Environment**. v. 112. p. 3582-3593, 2008.

GITELSON, A. The peak near 700nm 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.

GITELSON, A. A.; KEYDAN, G. P. Remote sensing of inland surface water quality - measurements in the visible spectrum. **Acta hydrophys**, v. 34, n. 1, p. 5-27, 1990.

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. Eng. Remote Sensing**. v. 59, n. 4, p. 505-510, 1993.

GORDON, H.R.; MOREL, A. Remote assessment of ocean color for interpretation of satellite visible imagery: A review. **Lecture Notes on Coastal Estuarine Studies**. v. 4, p.114, 1983.

HAMRE, B.; FRETTE, O.; ERGA, S.R.; STAMNES, J.J.; STAMNES, K. Parameterization and analysis of the optical absorption and scattering coefficients in a western Norwegian fjord: a case II water study. **Applied Optics**, v. 42, p. 883-892, 2003.

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 Environment**, v. 62, p. 253-261, 1997.

HESTIR, E.L.; KHANNA, S.; ANDREW, M.E.; SANTOS, M.J.; VIERS, J.H. GREENBERG, J.A.; RAJAPAKSE, S.S.; SUSAN L. USTIN. Identification of invasive vegetation using hyperspectral remote sensing in the California Delta ecosystem. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, p. 4034-4047, 2008.

HOLBEN, B. N.; SHIMABUKURO, Y. E. Linear mixing model applied to coarse

spatial resolution data from multispectral satellite sensors. **International Journal of Remote Sensing**, v. 14, n. 11, p. 2231-2240, 1993.

HYLANDER, L.D., GRÖHN J., TROPP M., VIKSTRÖM A., WOLPHER H., CASTRO E SILVA E., MEILIE M., OLIVEIRA L.J. Fish mercury increase in Lago Manso, a new hydroelectric reservoir in tropical Brazil. **Journal of Environmental Management**, v.81, p.155-166, 2006.

IOCCG. Remote sensing of ocean colour in coastal, and other optically-complex waters, Report Number 3. In: STUART V. (Ed.). **Report of the international ocean-colour coordinating group**. Dartmouth: MacNab Print, 2000.139 p.ISSN (1098-6030).

JENSEN, J.R. **Remote Sensing of the environment** An earth resource perspective. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 2000, 544p.

JONG, J.; ROOY, P. T. J. C.; HOSPER, S. H. Living with water: at the crossroads of change. **Water Science Technology**. The Netherlands: Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment, v. 8, p. 393-400, 1995.

JOURNAL, A.G. **Fundamentals of geostatistics in five lessons**. Stanford: Stanford Center for Reservoir Forecasting Applied Earth Sciences Department, 1988. 85p.

KAMPEL, M.; LORENZZETTI, J.A.; BENTZ, C.M.; NUNES, R.A.; PARANHOS, R.; RUDORFF, F.M.; POLITANO, A.T. Simultaneous measurements of chlorophyll concentration by Lidar, fluorometry, above-water radiometry, and ocean color MODIS images in the Southwestern Atlantic. **Sensors**, v. 9, p. 528-541, 2009.

KAMPEL, M.; LORENZZETTI, J.A. Produtos para oceano - MOCEAN.In:RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. (Org) **O Sensor MODIS e suas aplicações no Brasil**. São José dos Campos: A. Silva Vieira Ed., 2007, cap 3, p. 37-52.

KAMPEL, M.; NOVO, E.M.L.M. O sensoriamento remoto da cor da água. In: Souza, R.B. (Org) **Oceanografia por Satélites**. São Paulo: Oficina de Textos, 2005, cap. 12, p. 180-196.

KIRK, J.T.O. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. Cambridge: Cambridge University Press, 1994, 401p.

KISHINO, M.; BOOTH, C.R.; OKAMI, M. Underwater radiant energy absorbed by phytoplankton, detritus, dissolved organic matter, and pure water. **Limnology and Oceanography**, v. 29, n.2, p.340-349, 1984.

KUTSER, T.; MILLER, I.; JUPP, D.L.B. Mapping coral reef benthic substrates using hyperspectral space-borne images and spectral libraries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 70, p. 449-460, 2006.

KUTSER, T.; Pierson, D.C.; Kallio, K.Y.; Reinart, A.; Sobek, S. Mapping lake CDOM by satellite remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, v. 94, p. 535-540, 2005.

KUTSER, T. Quantitative detection of chlorophyll in cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. **Limnol. Oceanogr.**, v. 49, n. 6, p. 2179-2189, 2004.

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, p. 145-163, 1993.

KWIATKOWSKA, E.J.; FRANZ, B.A.; MEISTER, G.; McCLAIN, C.R.; XIONG, X. Resolution Imaging Spectroradiometer on Terra platform. **Applied Optics**, v. 47, n. 36, p. 6796- 6810, 2008.

LEE, Z.P.; CARDER, K.L. Absorption spectrum of phytoplankton pigments derived from hyperspectral remote-sensing reflectance. **Remote Sensing of Environment**, v. 89, p. 361-368, 2004.

LEE, Z.P.; CARDER, K. L.; STEWARD, R. G.; PEACOCK, T. G.; DAVIS, C. O.; MUELLER, J.L. Remote-sensing reflectance and inherent optical properties of oceanic waters derived from above-water measurements. **SPIE Proc.**, v. 2963, p.160–166, 1997.

LIMA, E.B.N.R. **Modelação integrada para gestão da qualidade da água na bacia do Rio Cuiabá**. 2001. 206p. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2001.

LIU, Y., ISLAM M.A., GAO J. Quantification of shallow water quality parameters by means of remote sensing. **Progress in Physical Geography** v. 27, p. 24-43, 2003.

LOBO, F.L. **Biblioteca espectral de tipos de água das áreas alagáveis da Amazônia**. 2009. 101p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto)-Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2009.

LONDE, L.R. **Comportamento espectral do fitoplâncton de um reservatório brasileiro eutrofizado – Ibitinga (SP)**. 2008. 223p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2008.

- LORENZZETTI, J.A.; STECH, J.L.; ASSIREU, A.T.; NOVO, E.M.L.; DE LIMA, I.B.T. SIMA: a near real buoy data acquisition and telemetry system as a support for limnological studies. In: SANTOS, M.A.; ROSA, L.P. (Ed.). **Global warming and hydroelectric reservoirs**. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, Eletrobrás, 2005. p. 71-80.
- LUBAC, B.; LOISEL, H. Variability and classification of remote sensing reflectance spectra in the eastern English Channel and southern North Sea. **Remote Sensing of Environmental**. v. 110, p. 45-58, 2007.
- LULA, G.A.F.L., **Ecologia alimentar de *Schizodon borelli*, no primeiro ano de implantação da área de aproveitamento múltiplo do Rio Manso (APM-Manso), Mato Grosso – Brasil**. 2003. 45p. Dissertação (Mestrado em) – Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2003.
- MARITONEMA S.; SIEGEL, D.A. Consistent merging of satellite ocean color data sets using a bio-optical model, **Remote Sensing of Environment**, v. 94, p. 429-440, 2005.
- MARKER, A.F.H.; JINKS, S. The spectrophotometric analysis of chlorophyll *a* and phaeopigments in acetone, ethanol and methanol. **Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol**, v.16, p.3–17, 1982.
- MATHER, P. M. **Computer processing of remotely-sensed images: an introduction**. 3 Chichester, England: John Wiley & Sons, 2005, 324p.
- MELLO, M.; CESAR, D.; ROLAND, F. Metabolismo planctônico em dois reservatórios do Sistema Furnas – Reservatório de Serra da Mesa (GO) e de Manso (MT). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 10., 2005, Ilhéus, Bahia. **Anais Eletrônicos...** Disponível em:
<<http://www.dsr.inpe.br/projetofurnas/doc/documentacao.php>> Acesso em: 24 jul 2009.
- MENDONÇA, R.F.; CESAR, D.E.; ROLAND, F. Estudo qualitativo e quantitativo do processo de sedimentação em dois reservatórios do Sistema Furnas. In: SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 11., 2004, Juiz de Fora, Minas Gerais. **Anais Eletrônicos...** Disponível em:
<<http://www.dsr.inpe.br/projetofurnas/doc/documentacao.php>> Acesso em: 24 jul 2009.
- MILLER, R.L.; CASTILLO, C.E.DEL; MACKEE, B.A. (Ed.) **Remote sensing of coastal aquatic environments: technologies, techniques and applications**. Dordrecht, Netherlands: Springer, 2005 345 (Remote Sensing and digital image processing, 7).
- MOBLEY, C.D. **Light and water** Radiative transfer in natural waters. Academic Press. 2004, 593p.

- MOBLEY, C.D. Estimation of the remote sensing reflectance from above-surface measurements. **Applied Optics**. v. 38, n. 36, p. 7442-7455, 1999.
- MOREL, A.; BÉLANGER, S. Improved detection of turbid waters from ocean color sensors information. **Remote Sensing of Environment**, v.102, p. 237-249, 2006.
- MOREL, A.; MARITONEMA, S. Bio-optical properties of oceanic waters: A reappraisal. **Journal of Geophysical Research**, v. 106, p. 7163-7180, 2001.
- NIKOLAKOPOULOUS, K.; KARATHANASSI, V.; ROKOS, D. Coastal water mapping using satellite hyperspectral data. **SPIE Newsroom**, 2007. 10.1117/2.1200612.0498
- NOBREGA, I. W. **Análise spectral de sistemas aquáticos da Amazônia para identificação de componentes opticamente ativos**. 2002. 84p. Dissertação (Mestrado em) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2002.
- NOVO, E.M.L.M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 3 ed. São Paulo: Blucher, 2008.
- NOVO, E.M.L.M.; BARBOSA, C.; FREITAS, R.M.. Sistemas aquáticos continentais. In: RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. (Orgs.) **O Sensor MODIS e suas aplicações no Brasil**. São José dos Campos: A. Silva Vieira Ed., 2007. p. 265-275. Cap. 19
- NOVO, E. M. L. M. Monitoramento de quantidade e qualidade da água e sensoriamento remoto. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17., São Paulo, SP. **Anais...** 2007b. p. 20. CD-ROM. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m17@80/2007/12.03.20.57>>. Acesso em: 17 fev. 2009.
- NOVO, E.M.L.M.; BARBOSA, C.C.F.B.; FREITAS, R.M.; SHIMABUKURO, Y.E.; MELACK, J.M.; FILHO, P.W. Seasonal change in chlorophyll distributions in Amazon floodplain lakes derived from MODIS images. **Limnology**. v.7, p. 153-161, 2006.
- NOVO, E.M.L.M. Sensoriamento remoto aplicado à ecologia aquática In: ROLAND, F.; CÉSAR, D.; MARINHO, M. (Ed.). **Lições de limnologia**. São Carlos: RiMa, 2005. cap.5, p.417-432.
- ODI, N.L.G., **Estudo dos fluxos superficiais de vapor de água na área da represa do Rio Manso/MT: modelagem e simulações**. 2005.90p. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) - Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2005.

OLIVEIRA, W. **Hidrelétrica e a importância do EPIA/RIMA em empreendimentos para produção de energia com desenvolvimento sustentável**. 2006.234p. Dissertação (Mestrado em Direito) – Faculdade de Direito, Universidade Metodista de Piracicaba, Piracicaba, 2006.

OLSZEWSKI, J; DARECKI, M. Derivation of remote sensing reflectance of Baltic waters from above-surface measurements. **Oceanologia**, v.41, n.1, p. 99-111, 1999.

OUILLO, S.; DOUILLET, P.; PETRENKO, A.; NEVEUX, J.; DUPOUY, C.; FROIDEFOND J.M.; ANDREFOUËT, S.; CARAVACA, A.M. Optical algorithms at satellite wavelengths for total suspended matter in tropical coastal waters. **Sensors**, v. 8, p. 4165-4185, 2008.

PAPASTERGIADOU, E.S., RETALIS, A., KALLIRIS, P., GEORGIADIS, Th., Land use changes and associated environmental impacts on the Mediterranean shallow Lake Stymfalia, Greece. **Hydrobiologia**, v. 584, p. 361-372, 2007.

PEDROSA, P.; REZENDE, C.E. As muitas faces de uma lagoa. **Ciência Hoje**, v.26, n.153, p 40-47, 1999.

PEREIRA FILHO, W.; STRASSBURGER, L.; BARBOSA, C. C. F. Caracterização espectral do reservatório de Itá - Sul do Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11. (SBSR), 2003, Belo Horizonte. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2003. p. 2555 - 2559. CD-ROM, Online. ISBN 85-17-00017-X. (INPE-16212-PRE/10813). Disponível em: <<http://urlib.net/ltid.inpe.br/sbsr/2002/11.14.11.49>>. Acesso em: 24 jul. 2009.

PHILPOT, W.D. The derivative ratio algorithm: avoiding atmospheric effects in remote sensing. **Institute of Electrical and Electronics Engineers Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 29, p. 250-357, 1991.

PINTO, S.A.F., GARCIA, G.J. Experiências de aplicação de geotecnologias e modelos na análise de bacias hidrográficas. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 17, p. 30-37, 2005.

POZDNYAKOV, D.; SHUCHMAN, R., KOROSOV, A., HATT, C. Operational algorithm for the retrieval of water quality in the Great Lakes. **Remote Sensing of Environment**, v.94, p. 352-370, 2005.

QUIBELL, G. The effect of suspended sediment on reflectance spectra from freshwater algae. **International Journal of Remote Sensing**, v. 12, n. 1, p. 177-182, 1991.

ROESLER, C.S.; BOSS, E. Spectral beam attenuation coefficient retrieved from ocean color inversion. **Geophysical Research Letters**, v. 30, n. 9, p. 1468-1472, 2003.

ROSA, R. R., CAMPOS, M.R., RAMOS, F. M. Gradient pattern analysis of structural dynamics: application to molecular system relaxation. **Int. Journal of Modern Physics C**. v.33, n.3, p. 605-610, 2003.

ROSA, R. R.; SHARMA, A. S.; VALDIVIA, J.A. Characterization of assymmetric fragmentation patterns in spatially extended systems. **Int. Journal of Modern Physics C**. v.10, n.1, p. 147-163, 1999.

RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. (Org) **O Sensor MODIS e suas aplicações no Brasil**. São José dos Campos: A. Silva Vieira Ed., 2007. cap 1, p. 1-21.

RUDORFF, F. M.; KAMPEL, M.; GAETA, S. A.; POMPEU, M.; LORENZZETTI, J. A. Comparação de algoritmos empíricos na estimativa da concentração de clorofila-a na região costeira de Ubatuba, litoral norte de São Paulo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13. (SBSR), 2007, Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2007. p. 4675-4682. CD-ROM; On-line. ISBN 978-85-17-00031-7. Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.18.02.27>>. Acesso em: 24 jul. 2009.

RUDORFF, C.M., NOVO, E.M.L.M., GALVÃO, L.S. Spectral mixture analysis for water quality assessment over the Amazon floodplain using Hyperion/EO-1 images. **Revista Ambiente e Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science**. v.1, n. 2.p.65-79, 2006.

SATHYENDRANATH, S.; LAZARRA, L.; PRIEUR, L. Variations in the spectral values of specific absorption of phytoplankton. **Limnology and Oceanography**, v. 32, n. 2, p. 403-415, 1987.

SCHOWENGERDT, R. A. **Remote sensing: models and methods for image processing**. London: Academic Press, 1997.

SHUTLER, J.D.; LAND, P.E.; SMYTH, T.J.; GROOM, S.B. Extending the MODIS 1km ocean colour atmospheric correction to the MODIS 500 m bands and 500 m chlorophyll-a estimation towards coastal and estuarine monitoring. **Remote Sensing of Environment**. v.107, p. 521-532, 2007.

SILVA, L.H.S.; TRINDADE, T.N.; HUSZAR, V.L.M.; ROLAND, F.; CESAR, D.E. Dinâmica do fitoplâncton no Reservatório de Manso (MT). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 10., 2005, Ilhéus, Bahia. **Anais Eletrônicos...** Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/projetofurnas/doc/documentacao.php>> Acesso em: 24 jul 2009.

SOUTO, R. P.; KAMPEL, M.; BRANDINI, F.; CAMPOS VELHO, H. F.; STEPHANY, S. Análise comparativa de medições in situ e orbital de radiâncias do oceano na estimativa de concentração de clorofila-a. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12. (SBSR), 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 3679-3686. CD-ROM, On-line. ISBN 85-17-00018-8. (INPE-12744-PRE/8034). Disponível em: <<http://urlib.net/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.30.22.29>>. Acesso em: 24 jul. 2009.

STECH, J.; ALCÂNTARA, E.; NOVO, E.; SHIMABUKURO, Y.; BARBOSA, C. Turbidity in the Amazon floodplain assessed through a spatial regression model applied to fraction images derived from MODIS/Terra. **Institute of Electrical and Electronics Engineers**. p. 4550-4553, 2007.

STRAMSKI, D.; BRICAUD, A.; MOREL, A. Modeling the inherent optical properties of the ocean based on the detailed composition of the planktonic community. **Applied Optics**, v. 40, p. 2929-2945, 2001.

SUDHEER, K.P.; INDRAJEET, C.; GARG V. Lake water quality assessment from Landsat Thematic Mapper data using neural network: an approach to optimal band combination selection. **Journal of the American Water Resources Association**. p. 1683-1695, 2006.

TARRANT, P.; NEUER S. Monitoring algal blooms in a southwestern U.S. reservoir system. **EOS**, v. 90, n. 5, p. 38-39, 2009.

TOOLE, D.A.; SIEGEL, D.A.; MENZIES, D.W.; NEUMANN, M.J.; SMITH, R.C. Remote-sensing reflectance determinations in the coastal ocean environment: impact of instrumental characteristics and environmental variability. **Applied Optics**. v. 39, n. 3. p. 456-469, 2000.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: Editora Rima, IEE, 2003. 248 p.

TZORTZIOU, M.; SUBRAMANIAM, A.; HERMAN, J.R.; GALLEGOS, C.L.; NEALE, P.J.; HARDING L.W. Remote sensing reflectance and inherent optical properties in the mid Chesapeake Bay. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 72, p. 16-32, 2007.

VALERIO, A. M.; SILVA, G. B. S.; KAMPEL, M.; STECH, J. L. Mapa do uso do solo da Bacia do Reservatório de Manso para o ano de 2007. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE O CERRADO, 9., SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE SAVANAS TROPICAIS, 2., 2008, Brasília. **Anais...** 2008. DVD.

VALÉRIO, A. M.; SILVA, G. B. S.; KAMPEL, M.; STECH, J. L.; ASSIREU, A. T. Avaliação multitemporal do uso de solo da bacia do reservatório de Manso. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14. (SBSR), 2009, Natal. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2009. p. 6345-6351. DVD, On-line. ISBN 978-85-17-00044-7. Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.14.20.19>>. Acesso em: 24 jul. 2009

VALFALVY, L. Potential contribution of hydro reservoirs to global warming: What is the real issue? In: SANTOS, M.A.; ROSA, L.P. (Ed.). **Global warming and hydroelectric reservoirs**. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, Eletrobrás, 2005. p. 7-23.

VERMOTE, E.F.; VERMEULEN, A. **MODIS** - algorithm technical background document, atmospheric correction algorithm - spectral reflectances (MOD09). Washington: NASA, v. 4.0, 1999. 107p.

WANG Y.; XIA H.; FU, J; SHENG, G. Water quality change in reservoirs of Shenzhen, China: detection using Landsat/TM data. **Science of the Total Environment**. v. 328, p. 195-206, 2004.

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems**. 3 San Diego, CA: academic, 2001.

WU, G.; LEEUW, J.; SKIDMORE, A.K.; PRINS, H.H.T.; LIU, Y. Concurrent monitoring of vessels and water turbidity enhances the strength of evidence in remotely sensed dredging impact assessment. **Water Research**. v. 41, p. 3271-3280, 2007.

YONEZAWA, C. Maximum likelihood classification combined with spectral angle mapper algorithm for high resolution satellite imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 28, n. 16, p. 3729-3737, 2007.

ZHANG, B.; LI, J.; SHEN, Q.; CHEN, D. A bio-optical model based method of estimating total suspended matter of Lake Taihu from near-infrared remote sensing reflectance. **Environ. Monit. Assess**. v. 145, p. 339-347, 2008.