

INPE-00000-TDI/0000

# COMPORTAMENTO ESPECTRAL DO FITOPLÂNCTON DE UM RESERVATÓRIO BRASILEIRO EUTROFIZADO – IBITINGA (SP)

Luciana de Resende Londe

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pela Dra. Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo e Dra. Maria do Carmo Calijuri, submetida à banca examinadora como requisito para obtenção do grau de Doutora em Sensoriamento Remoto.

INPE São José dos Campos 2008







# Dados para Ficha catalográfica:

### **Palavras-chave:**

Comportamento espectral Fitoplâncton

Cianobactérias

Reservatório eutrofizado

Florescimento

Detecção de Pigmentos

Clorofila-a

radiometria

## **Key-words:**

Spectral behavior

Phytoplankton Cyanobacteria Eutrophic reservoir Algal blooms Pigment detection Chlorophyll-a Radiometry



Folha da Banca











JORGE CHAM OTHE STANFORD DAILY



www.phdcomics.com





### AGRADECIMENTOS

Trabalhos experimentais não são fáceis. Acredito que menos ainda quando o foco é o sensoriamento remoto de águas interiores. Junte-se a isto um doutorado em assunto novo iniciado do zero, com dependência do clima e da disponibilidade de equipamentos... Realmente não foi fácil e tenho muitos a quem agradecer. Inicio minha extensa lista por duas pessoas que estiveram integralmente envolvidas com o desenvolvimento da minha tese, desde o início: Luis, meu esposo e Dra. Evlyn, minha orientadora. A Evlyn suportou meus muitos momentos de crise, desânimo, insegurança. É mérito dela, de sua paciência e de sua maturidade profissional e pessoal, que eu tenha chegado ao final, ainda que esta tese não tenha alcançado todos os nossos sonhos iniciais.

O Luis acompanhou a expectativa no processo de seleção para o doutorado, o desespero no primeiro ano do curso, a decepção com o trabalho prático que repetidamente "dava errado", o desânimo de ver o tempo passando e o trabalho sem "dar certo", o desafio do doutorado-sanduíche, o desafio incrivelmente maior (e até então desconhecido) de continuar o doutorado depois de ter um filho, a correria para concluir o trabalho, a alegria (já saudosa) de finalmente terminar. Luis, apesar de ser a pessoa mais organizada e metódica que conheço, suportou frascos de coleta espalhados pelo chão da sala, aquários na varanda do apartamento, caixas de isopor na garagem. Agüentou pessoas telefonando para a nossa casa às 6 da manhã para fazer perguntas irrelevantes sobre o trabalho de campo. Viu-me abrir mão das férias de janeiro por causa de um trabalho de campo, e, em seguida, me ouviu chorando ao telefone contando que havia chovido e a água estava barrenta. Deu total apoio e incentivo para que eu fizesse meu doutorado-sanduíche, mesmo sabendo que teria que suportar 6 meses de distância. Assumiu as despesas financeiras da casa para que, mesmo sem bolsa, eu terminasse o doutorado. Juntamente com a Evlyn, foi o grande incentivador deste trabalho. Obrigadão, Lu!

Meu filho Lucas trouxe para a minha vida mais organização, mais disciplina, mais objetividade, e, principalmente, mais alegria! Todas são características muito bem vindas na vida de um pesquisador. Por isso, Lucas, obrigada a você também, que desde tão pequeno já me ensina tanto!

Agradeço a meus pais, Vicente e Valentina, à minha irmã Daniela e à minha grande família de tios e primos. Por ser realmente grande, não é possível citar nomes, mas todos, cada um a seu modo, contribuíram para a minha formação.

Devo imensos agradecimentos à minha co-orientadora, Dra. Maria do Carmo Calijuri, à Ana Lúcia Seghessi Albino, à Bianca Rantin, à Lucy, ao André C.A. dos Santos e toda a equipe do BIOTACE, que cederam materiais e ofereceram ajuda crucial nas análises em laboratório. Em especial, agradeço à Patrícia B. Falco, queridíssima, esforçada, com um senso de trabalho em equipe fora do comum.

Agradeço ao Cláudio Clemente Faria Barbosa, que abriu mão de uma semana, nos momentos finais de redação da tese dele, para me ajudar no trabalho de campo, com generosidade e disposição. Cláudio, eu sei o valor que tudo isto tem, obrigadíssima! Obrigada também por participar da minha banca.

Aos Doutores Aurea Maria Ciotti, João Sarkis Yunes, Lênio Soares Galvão e José Luiz Stech, profissionais a quem admiro e que gentilmente aceitaram participar da minha banca.

Aos colegas que entraram comigo na pós-graduação, tornaram-se amigos queridos e acompanharam as diferentes fases de minha vida no INPE: Elizabeth Goltz, Rogério C. Campos, Daniela A. Tisot, Carolina M.D. Pinho.

Aos Mestres Brummer Seda Alvarenga e Conrado M. Rudorff, que me ajudaram com total boa-vontade quando pedi ajuda.

Aos colegas (antigos e atuais) da sala dos alunos no Sigma: Walquíria Quirino, Marcelo Folhes, Kleber, Arnaldo, Vanessa, Mônica, Eduardo, Fábio, Correia.

Ao Dr. Tim Malthus, da Universidade de Edimburgo, por me receber para realização do doutorado-sanduíche e possibilitar minha participação em vários cursos, além do contato com outros profissionais admiráveis.

Aos amigos que fiz em Edimburgo, que me ajudaram em tudo o que precisei: Danila Mendes, Natasha C.Q.Lino, Constantino Ribeiro, Cristina Aparício, Alasdair MacArthur, Edith, Abdul Wasey, Ciaran Beggan, Joana Gafeira, Gabriela Rocca, Carla Delgado, Flávia, Ernesto, Clauirton Siebra, Bob MacGregor, Chris Maclellan, Jenny Abbot, Fiona McDonald, Errol Rodriguez, Carlos Ferreiro.

Às minhas amigas virtuais Vânia Beatriz, Márcia Kawabe, Lílian Ferreira e Gisela Pinheiro, por acompanharem "de perto" minhas experiências no doutorado-sanduíche, não me deixando nunca cair na solidão.

Aos alunos de diferentes anos da disciplina "Comportamento Espectral de Alvos", por colaborarem na coleta e/ou tratamento de parte dos meus dados: Alexandre Aguiar, Andréa M.S. França, Caroline Leão, Dayson Jardim-Lima, Enner Alcântara, Fabrício Oliveira, Flávio Wachholz, Gustavo Molleri, Lílian Anne Krug, Marcelo T. Folhes, Mariana Soppa, Mírcea Claro, Thiago S.F. Silva.

À Fundação Barco Escola da Natureza, por oferecer todo o apoio possível nas coletas realizadas no Reservatório de Salto Grande (Americana, SP).

Aos profissionais do Circuito Impresso-INPE, pelo fornecimento de água destilada.

Agradeço também à Fundação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pelo auxílio financeiro através de bolsa de doutorado e de bolsa de doutoradosanduíche (Processo 1773/05-4) e à FAPESP, pelo auxílio à pesquisa concedido à minha orientadora, Dra Evlyn Novo (Processo 04/15901-4).



#### RESUMO

Este trabalho teve o objetivo de caracterizar o comportamento espectral da comunidade fitoplanctônica presente em um reservatório hipereutrofizado e verificar as relações entre os espectros e as propriedades físico-químicas e biológicas do sistema. Os dados foram adquiridos no Reservatório de Ibitinga (SP), em 51 estações amostrais, de 24 a 28/10/2005. Foram encontrados 53 táxons nas amostras analisadas, sendo CYANOPHYCEAE a classe dominante. Os dados foram analisados sob diferentes abordagens, incluindo razões espectrais, análise derivativa, remoção do contínuo e mapeamento por ângulo espectral. Também foram feitos agrupamentos com base na posição do pico de maior reflectância, na concentração de clorofila e através do método "K-means". O modelo que obteve melhor desempenho foi a regressão para valores de NDVI do grupo de espectros com maior pico na região do verde ( $R^2 = 0.98$ ), considerando o valor máximo na região do infravermelho próximo e o valor mínimo na região do vermelho. Este índice foi testado devido à similaridade dos espectros de algumas amostras com espectros de vegetação terrestre, provocada pela maior influência do espalhamento das células fitoplanctônicas em comparação à absorção de energia pela água nesta mesma região. Vários modelos testados não tiveram bom desempenho devido ao intervalo grande de valores e à impossibilidade de subdividir grupos de teste com a consistência estatística necessária. Na aplicação do mapeamento por ângulo espectral, houve um padrão de diferenciação nos grupos definidos pelo algoritmo, porém, o fator determinante não foi a dominância de gêneros ou a composição de pigmentos, mas sim o conjunto de características físicas, químicas e biológicas. As análises derivativas e razões espectrais apontam a região do infravermelho próximo como a mais adequada para o desenvolvimento de modelos matemáticos para este conjunto de dados, porém há necessidade de análises mais criteriosas, pois amostras de valores extremos influenciam no desenvolvimento do modelo, que deve se ajustar à escala necessária para incluir todo o intervalo de valores das amostras.



# CYANOBACTERIA SPECTRAL BEHAVIOUR IN A BRAZILIAN EUTROPHIC RESERVOIR

### ABSTRACT

This work aimed to characterize phytoplankton spectral behavior in a eutrophic reservoir and verify relations among spectral features and physical, chemical and biologic data. Field measurements were conducted from 24 to 28/october/2005 at Ibitinga Reservoir (SP, Brazil). CYANOPHYCEAE was the dominant class. Data were analyzed using spectral ratios, derivative analysis, continuum removal and spectral angle mapping. Data subsets were created based on the spectral position of the highest peak, chlorophyll-a concentration and using K-means method. NDVI for "green peak spectra" was the best regression model ( $R^2 = 0.98$ ). This index was tested due to the spectral similarity to terrestrial vegetation, caused by phytoplanktonic cell scattering. It was not possible to apply some models to data subsets because of the reduced size of samples in each subset. On the other hand, it was difficult to manage the whole set of variables because of extreme values found in the system. The application of spectral angle mapping algorithm made it possible to define groups of samples based on physical, chemical and biologic characteristics, but not apparently related to pigment composition or genus dominance. According to derivative analysis and spectral ratios results, near infrared is the most promising region for developing mathematical models, but some care should be taken to avoid misinterpretation caused by extreme values.





# SUMÁRIO

		Pág.		
AGKADECIMENTOS10				
RESUMO14				
ABSTRACT16				
LISTA DI	LISTA DE FIGURAS2			
LISTA DE TABELAS20				
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS				
1 INTROI	DUÇÃO			
1.1 Objetivos				
2 FUNDA	MENTAÇÃO TEÓRICA			
2.1	Sensoriamento remoto e cianobactérias			
2.2	Pigmentos			
2.3	Pigmentos de cianobactérias			
2.4	Detecção de pigmentos por sensoriamento remoto			
2.5	Outros fatores com interferência no espectro medido			
2.6	Algoritmos para estimativa de pigmentos			
2.7	Técnicas para tratamento dos dados obtidos por sensoriamento remot	to		
2.7.1 2.7.2 2.7.3 2.7.4	Análise derivativa Remoção do Contínuo Mapeamento por ângulo espectral Razões espectrais			
3 MATER	IAL E MÉTODOS	67		
3.1	Seleção da área de estudo			
3.2	Obtenção de dados em campo	71		
3.2.1 3.2.2 3.2.3 3.2.4	Localização e determinação das estações amostrais Determinação do "Fator de Reflectância Bidirecional" (FRB) Variáveis físico-químicas Coleta de amostras para análise posterior em laboratório			

3.3	Obtenção de dados em laboratório79	
3.3.1 3.3.2 3.4	Pigmentos	
3.4.1 3.4.2 3.4.3 3.4.4	Análises das características limnológicas	
4 ESTA	BELECIMENTO DO CONJUNTO DE DADOS E DOS	
AGRUP	PAMENTOS A SEREM ANALISADOS	
4.1	Definição do conjunto de dados a ser analisado	
4.1.1 4.1.2 4.1.3 4.2	FRB de amostras adicionadas a um tanque	
4.2.1 4.2.2 4.2.3	Agrupamentos com base na posição do pico de maior reflectância	
5 CARA	ACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS113	
5.1	Densidade, abundância e dominância113	
5.2	Variáveis físico-químicas116	
5.3	Pigmentos	
6 AVAL	JAÇÃO DE TÉCNICAS PARA INTERPRETAÇÃO DA RESPOSTA	
ESPEC'	TRAL DO FITOPLÂNCTON E DETERMINAÇÃO DAS POSIÇÕES	
ESPEC'	TRAIS DE MAIOR RELEVÂNCIA123	
6.1	Correlação simples entre o FRB e as principais variáveis medidas 123	
6.2	Aplicação de razões espectrais para estimativa da concentração de clorofila12	26
6.2.1 6.2.2 6.2.3 6.2.4 6.3	Análise exploratória das principais razões espectrais	
6.4	Remoção do contínuo 156	
6.4.1 6.4.2	RC aplicada a todas as amostras	

6.4.3	RC aplicada ao Grupo 3	
o.o	ção dos resultados.	s e 162
7 AVA	LIAÇÃO DO POTENCIAL DE DISCRIMINAÇÃO DE GRUPO	DS
FITOP	LANCTÔNICOS	167
7.1	Reaplicações do algoritmo	177
8 CON	CLUSÃO, CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS	179
APÊNI	DICE A _ TABELAS COMPLETAS DE DADOS FÍSICO-QUÍN	<b>IICOS E</b>
BIOLĆ	OGICOS E INFORMAÇÕES DE COLETA PARA TODAS AS	
ESTAÇ	ÇÃOES AMOSTRAIS DO RESERVATÓRIO DE IBITINGA (S	P)197
APÊNI	DICE B – FOTOGRAFIAS DAS ESTAÇÕES AMOSTRAIS	202
APÊNI	DICE D – TÁXONS IDENTIFICADOS NAS AMOSTRAS DO	
RESEF	RVATÓRIO DE IBITINGA (SP)	211
APÊNI	DICE E _ FIGURAS DA APLICAÇÃO DE REMOÇÃO DO CO	NTÍNUO
•••••		213
E.1 Tod	los os pontos	
E.2 Gru	иро 2	
E.3 Gru	ро 3	
ANEX	O A - SUFIXOS PARA NOMENCLATURA DE ALGAS221	_
ANEX	O B DADOS CLIMATOLÓGICOS DO PERÍODO DE COLE	TA222





## LISTA DE FIGURAS

Figura 4.11: Grupo de espectros com picos de magnitudes semelhantes nas regiões do
verde e infravermelho próximo102
Figura 4.12: Grupo de espectros com magnitude máxima na região do infravermelho
$\mathbf{F}_{\text{intermative}} = \mathbf{A} + \mathbf{C} + \mathbf{A} + \mathbf{C} + \mathbf{A} + \mathbf{A}$
Figura 4.15: Medias e maximos do Fator de Reflectancia Bidirecional (FRB) referentes
às médias de amostras agrupadas em diferentes classes de clorofila 103
Figura 4.14: Médias e máximos do Fator de Reflectância Bidirecional (FRB)
normalizado, referentes a médias de amostras agrupadas em diferentes classes de
clorofila104
Figura 4.15: Picos na região espectral do verde para diferentes classes de clorofila
(médias das amostras de cada classe)106
Figura 4.16: Influência da concentração de clorofila-a (apresentada sob a forma de
logaritmo neperiano) no deslocamento do pico de reflectância na região espectral
do verde, com ajuste de linha de tendência. Neste gráfico foram consideradas
amostras relativas à Figura 4.10 (pico de maior magnitude na região do verde). 106
Figura 4.17: Influência da concentração de clorofila-a (apresentada sob a forma de
logaritmo neperiano) no deslocamento do pico de reflectância na região espectral
do verde, com ajuste de linha de tendência. Neste gráfico foram consideradas
amostras relativas à Figura 4.12 (pico de maior magnitude na região do
infravermelho próximo)
Figura 4.18: Variações na posição do ponto de inflexão da curva na região de transição
do vermelho para o infravermelho, para diferentes amostras do Reservatório de
Ibitinga: a) FRB, b) FRB normalizado
Figura 4.19: Espectros dos quatro grupos gerados pelo método K-means
Figura 5.1: Distribuição de gêneros mais abundantes em 50 amostras coletadas no
Reservatório de Ibitinga (SP)114
Figura 5.2: Distribuição do segundo gênero mais abundante para 50 amostras coletadas
no Reservatório de Ibitinga (SP)
Figura 5.3: Comparação entre a distribuição de gêneros de maior abundância nas
amostras em relação ao segundo gênero de maior abundância (em porcentagem).
Figura 5.4: Distribuição de classes fitoplanctônicas em duas estações amostrais do
Reservatório de Ibitinga. Valores em porcentagem de abundância relativa 115
Figura 5.5: Exemplos ilustrativos da variação entre as estações amostradas
Figura 5.6: Regressão linear entre a concentração de clorofila-c e a concentração de
clorofila-a, para amostras coletadas no Reservatório de Ibitinga (SP): (a) análise
com inclusão de todas as amostras e (b) análise com exclusão de valores acima de
$50 \times 10^3 \text{ mg m}^{-3}$ de clorofila-a
Figura 6.1: Correlogramas mostrando os coeficientes de correlação (r) entre o FRB e
algumas variáveis medidas para os 51 pontos amostrados. Os valores de (r) foram
calculados para cada comprimento de onda entre 400 e 900 nm
Figura 6.2: Diagrama de contorno de correlações. mostrando a melhor combinação de
comprimentos de onda para incluir em um algoritmo baseado em razões espectrais
para o Reservatório de Ibitinga. A escala de cores define as categorias dos
coeficientes de correlação. Valores negativos estão em tons de azul e valores
,

positivos em amarelo, laranja e vermelho. Tons de verde indicam correlação baixa ou inexistente
Figura 6.3: Número de razões espectrais que se encaixam em cada categoria de
coeficientes de correlação128
Figura 6.4: Aplicação de modelo desenvolvido a partir da razão 895/698, usando todas as amostras. Notar que algumas amostras parecem ter concentração igual a zero devido à escala empregada no gráfico
Figura 6.5: Geração do modelo com aplicação do NDVI (usando valor máximo no infravermelho próximo e valor mínimo no vermelho) para espectros do grupo de maior pico na região do verde
Figura 6.6: Aplicação do modelo baseado no NDVI nas amostras sorteadas
Figura 6.7: Aplicação do modelo baseado na razão NIR/R para as amostras sorteadas. 135
Figura 6.8: Comparação da simulação da resposta dos sensores TM, MODIS e
WFI/Cbers para a razão NIR/R aplicada aos dados espectrais do Reservatório de Ibitinga
Figura 7.1: Espectros normalizados (colocados em escala de zero a um) das guatro
amostras escolhidas como referência para aplicação do mapeamento por ângulo espectral
Figura 7.2: Fotos das principais espécies encontradas no Reservatório de Ibitinga. Fonte: fotos de Mever (2008)
Figura 7.3: Espectro de referência (linha grossa) e espectros classificados erroneamente como pertencentes ao grupo MIC B
Figura 7.4: Espectro de referência (linha grossa) e espectros classificados corretamente para o grupo CLM
Figura 7.5: Espectro de referência (linha grossa) e espectros pertencentes ao grupo
CLM, mas classificados como pertencentes a outros grupos (erros de omissão do algoritmo)
Figura 7.6: Espectro de referência (linha grossa preta), acerto (linha grossa vermelha) e
erros de inclusão do grupo PSEUDO
Figura 7.7: Espectro de referência (linha grossa) e espectros referentes aos erros de
inclusão e omissão para o grupo APHA174

 $\overline{\not}$ 



# LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1- Estado Trófico dos Sistemas Aquáticos
Tabela 2.2: Distribuição de pigmentos nos diferentes grupos de organismos que fazem
fotossíntese e desprendem oxigênio41
Tabela 2.3: Intervalos de comprimentos de onda do MODIS e do MERIS que podem ser
usados para mapeamento de florescimentos de cianobactérias, de acordo com
Metsamaa et al. (2005)
Tabela 3.1. Características do reservatório de Ibitinga
Tabela 4.1: Determinação das clorofilas a, b, c e feoftina para as amostras diluídas no
Tanque A
Tabela 4.2: Determinação das clorofilas a, b, c e feoftina para as amostras diluídas no
Tanque B
Tabela 4.3: Médias, desvio padrão, máximos e mínimos de variáveis físico-químicas e
biológicas para os grupos gerados pelo método <i>K-means</i>
Tabela 5.1: Estatísticas básicas para as variáveis biológicas das amostras do reservatório
de Ibitinga
Tabela 5.2: Tabela resumida das variáveis físico-químicas medidas no Reservatório de
Ibitinga
Tabela 5.3: Tabela resumida dos pigmentos medidos para amostras do Reservatório de
Ibitinga
Tabela 5.4: Amplitude dos intervalos de concentrações de clorofila em alguns trabalhos
envolvendo determinação de clorofila "in situ" em águas interiores ou ambientes
costeiros
Tabela 6.1: Posições espectrais que apresentam o maior coeficiente de correlação do
FRB com as variáveis da Figura 6.1. Os valores de $R^2$ superiores a 0,7 estão em
negrito
Tabela 6.2: Posições espectrais com maior coeficiente de correlação do FRB com
diferentes variáveis, separados por grupos
Tabela 6.3: Valores do coeficiente de determinação $(r^2)$ para diferentes relações entre
razões espectrais e a concentração de clorofila-a (valores brutos). Log: função
logarítmica, Pot: potência, Exp: funcão exponencial
Tabela 6.4: Valores do coeficiente de determinação $(r^2)$ para diferentes relações entre
razões espectrais e o logaritmo neperiano (LogN) da concentração de clorofila-a.
Log: função logarítmica. Pot: potência, Exp: função exponencial. Os valores
superiores a 0.7 estão marcados em negrito
Tabela 6.5: Largura e posição das bandas dos sensores simulados no trabalho
Tabela 6.6: Comparação dos coeficientes de determinação ( $\mathbb{R}^2$ ) para a correlação entre a
concentração de clorofila-a e a simulação de resposta dos três sensores analisados
para a razão espectral NIR/R
Tabela 6.7: Posições espectrais de maior correlação entre a primeira derivada do FRB e
algumas variáveis físico-químicas e biológicas. Os valores de $\mathbb{R}^2$ superiores a 0.7
actão marcados em negrito

Tabela 6.8: Posições espectrais de maior correlação entre a segunda derivada do FRB e algumas variáveis físico-químicas e biológicas. Os valores de R² superiores a 0,7 estão marcados em negrito.152
Tabela 6.9: Posições espectrais de maior correlação entre a primeira derivada do FRB e algumas variáveis físico-químicas e biológicas, separadas por grupos definidos pelo método <i>K-means</i> . Os valores de R <sup>2</sup> superiores a 0,7 estão marcados em
negrito153
Tabela 6.10: Posições espectrais de maior correlação entre a segunda derivada do FRB e algumas variáveis físico-químicas e biológicas, separadas por grupos definidos pelo método <i>K-means.</i> . Os valores de R <sup>2</sup> superiores a 0,7 estão marcados em
negrito
Tabela 6.11: Comprimentos de onda com as maiores correlações por intervalo, para a
RC aplicada a todas as amostras. Estão em negrito os coeficientes de determinação $(\mathbb{R}^2)$
(R) superiores a $0,50$ .
Tabela 6.12: Comprimentos de onda com as maiores correlações por intervalo, para a
RC aplicada ao grupo 2. Estão em negrito os coeficientes de determinação (R <sup>2</sup> )
Tabala (12) Comprimentar de conte comprimentar a maiore complexitor a minimum 100
Tabela 6.13: Comprimentos de onda com as maiores corretações por intervalo
Tabela 6.14: Resumo de resultados da aplicação de RC. Estão em negrito os
coencientes de determinação (R) com valores acima de 0,50
1 abela 6.15: 1 abela de consistencia considerando todos os tratamentos e dados
analisados com valores de R superiores a $0,7$ – Continua
Tabela 6.16: Sintese com o maior valor de R para cada tratamento
l'abela /.1: l'abela de erros de inclusao e omissão da diferenciação de grupos feita
atraves de mapeamento por angulo espectral.
Tabela 7.2: Principais variaveis físico-químicas e biológicas para os grupos separados
pelo mapeamento por angulo espectral
Tabela 7.3: Principais variaveis físico-químicas e biológicas para grupos de acertos,
erros de inclusão e erros de omissão na classificação pelo mapeamento por ângulo
espectral
Tabela 7.4: Tabela de erros de inclusão e omissão para a diferenciação de grupos
fitoplanctônicos através de mapeamento por ângulo espectral, para a região
espectral limitada entre 400 e $6/0$ nm.
l'abela /.5: l'abela de erros de inclusao e omissão para a diferenciação de grupos
fitoplanctonicos atraves de mapeamento por angulo espectral, para a segunda
derivada da regiao espectral entre 400 e 900 nm 1/8
l abeia /.o: l abeia de erros de inclusao e omissao para a diferenciação de grupos
titopianctonicos atraves de mapeamento por angulo espectral, para a segunda
derivada da região espectral entre 400 e 670 nm

# LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AOCI	"Airborne Ocean Color Imager". Imageador aéreo da cor oceânica.
COA	Composto opticamente ativo.
CZCS	"Coastal Zone Color Scanner". Escaneador da cor de zonas costeiras.
EDAB	"Ecosystem disruptive algal blooms". Florescimentos de algas que causam
	desequilíbrio no ecossistema.
EEM	Espectro eletromagnético.
FRB	Fator de reflectância bidirecional.
GPS	"Global Positioning System". Sistema de posicionamento global.
HAB	"Harmful algal blooms". Florescimentos de algas prejudiciais (tóxicas).
HPLC	"High performance liquid chromatography". Em português, cromatografia
	líquida de alta precisão.
MODIS	"Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer". Espectro-radiômetro
	imageador de resolução moderada.
NDVI	"Normalized difference vegetation index". Indice de vegetação por
	diferença normalizada.
REM	Radiação eletromagnética.
SeaWiFS	"Sea-viewing Wide Field Sensor". Sensor de amplo campo de visada
	aplicado ao mar.
TM	"Thematic mapper". Mapeador temático, sensor a bordo do satélite
	"Landsat",

 $\overline{r}$ 





## 1 INTRODUÇÃO

Atualmente a qualidade e a escassez de água têm sido uma preocupação mundial. Em face desta preocupação, é crescente a demanda de informações sobre os ecossistemas aquáticos, pois este conhecimento é necessário tanto para ações de preservação quanto para a recuperação de locais já degradaos pela ação antrópica.

Entre estas informações incluem-se dados sobre a distribuição de algas produtoras de toxinas, ciclagem biogeoquímica e eutrofização. Jernakoff (1997) explica que uma mudança na composição populacional de algas pode ter sérios efeitos ambientais, especialmente quando acompanhada por um aumento na biomassa. Por exemplo, Millie et al. (1992) citam incidentes com florescimentos de cianofíceas e de dinoflagelados tóxicos (responsáveis pelas "marés vermelhas"), que causam impactos severos nas populações de peixes e nas indústrias pesqueiras. De acordo com Richardson (1996), outro problema relacionado à qualidade da água é o florescimento de cianobactérias fixadoras de nitrogênio, geralmente associadas com descargas de esgotos e resíduos agrícolas. Estes florescimentos são uma fonte adicional de nutrientes (nitrogênio fixado) ao ecossistema. Além disto, as cianobactérias produzem toxinas consideradas por vários autores como um risco à saúde pública (MILLIE et al, 1992; RICHARDSON, 1996; PITOIS et al, 2001; VINCENT, 2004) e um dos objetivos dos profissionais que atuam em manejo de lagos e reservatórios é controlar a sua proliferação.

As cianobactérias podem produzir neurotoxinas e hepatotoxinas. Quando estão presentes em suprimentos de água potável, podem provocar reações severas, como desordens gastrointestinais, reações alérgicas, irritações cutâneas e também efeitos crônicos a longo prazo, como problemas no fígado ou formação de tumores (PITOIS et al, 2001). Como agravante, as toxinas produzidas pelas cianobactérias não são removidas pelos tratamentos de água convencionais (PITOIS et al, 2001).

A eutrofização de lagos e reservatórios também tem impactos na indústria pesqueira, no turismo e no uso da água para irrigação (JERNAKOFF, 1997).

Considerando a grande quantidade de informações que se pode obter a partir das algas, Reynolds (2000) chama a atenção para a necessidade da identificação dos organismos aquáticos em nível global. No Brasil esta necessidade é relatada pela Sociedade Brasileira de Limnologia, que, através da publicação "Limnotemas" (BOZELLI e HUSZAR, 2003), ressalta a escassez de estudos sobre integrantes da comunidade planctônica. O documento salienta também que os estudos sobre fitoplâncton tropical são ainda escassos, quando comparados ao grande número de investigações em zonas temperadas. Outros aspectos que precisam de avanços dizem respeito à representatividade das amostras coletadas, quando o objetivo do estudo é o reconhecimento de padrões espaciais e temporais. (BOZELLI e HUSZAR, 2003).

Porém, amostragens "in situ" em grandes extensões territoriais, como é o caso do Brasil, são trabalhosas e caras, e, também, requerem uma disponibilidade de tempo incompatível com um monitoramento ambiental adequado. Neste contexto, o sensoriamento remoto é uma alternativa eficaz de monitoramento da qualidade da água, pois possibilita a realização destes estudos nas escalas temporais e espaciais necessárias.

Uma das grandes limitações da aplicação de dados e técnicas de sensoriamento remoto ao estudo dos sistemas aquáticos, entretanto, é a falta de informações sobre o comportamento espectral dos componentes opticamente ativos na água sob condições controladas de iluminação e medição. Para amostras de fitoplâncton, é necessário também relacionar as características espectrais à composição e concentração de pigmentos e a informações taxonômicas. A união de todas estas características é um assunto pouco explorado na literatura, e, portanto, uma urgente necessidade de estudos sobre este tema, pois o estabelecimento do comportamento espectral de diferentes grupos fitoplanctônicos pode melhorar a avaliação orbital da qualidade da água, através de uma base de dados detalhada.

Neste contexto foi planejado este trabalho, com a hipótese de que a presença de florescimentos fitoplanctônicos pode ser detectada e estimada por sensoriamento remoto, bem como a discriminação de grupos fitoplanctônicos, através de seus pigmentos diagnósticos.

#### 1.1 Objetivos

Dentro do contexto apresentado, o objetivo geral deste trabalho é caracterizar o comportamento espectral da comunidade fitoplanctônica presente em um reservatório hipereutrofizado e verificar as relações entre os espectros e as características físicas, químicas e biológicas do sistema. Esta proposta abrange os seguintes objetivos específicos:

- a) verificar diferenças na medição do fator de reflectância bidirecional (FRB) de amostras de fitoplâncton *in situ* e em laboratório e estabelecer o melhor método para obtenção dos dados;
- b) verificar diferenças na medição do FRB do fitoplâncton em ambiente natural e de amostras adicionadas a um tanque e a filtros de fibra de vidro;
- c) selecionar métodos e técnicas de tratamento dos dados espectrais que propiciem a melhor interpretação da resposta espectral do fitoplâncton em ambiente natural;
- d) avaliar, através das técnicas testadas, as posições espectrais com maior potencial de obtenção de informações sobre as amostras de fitoplâcnton;
- e) verificar a aplicação dos resultados em imagens e simular a resposta de sensores orbitais
- f) avaliar o potencial de discriminação de grupos fitoplanctônicos através de dados espectrais.

Como este é um trabalho multidisciplinar, no **Capítulo 2** é apresentada a Fundamentação Teórica, com os principais tópicos relacionados ao conteúdo do trabalho, com ênfase para características de cianobactérias, por serem a classe dominante encontrada nas amostras. Em seguida, no **Capítulo 3**, é descrita a Metodologia de trabalho, estabelecida para viabilizar os objetivos propostos. Os resultados e discussão compõem os **Capítulos 4 a 7** e a Conclusão, bem como as considerações finais e perspectivas, são apresentados no **Capítulo 8**.

### 2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 2.1 Sensoriamento remoto e cianobactérias

Os estudos sobre qualidade de água envolvem medidas de variáveis físicas, químicas e biológicas. Entretanto, nem sempre é possível fazer um monitoramento "in situ" destas variáveis com a freqüência e abrangência necessárias para a avaliação dos ecossistemas aquáticos. Medidas complementares ou alternativas ao monitoramento "in situ" podem ser obtidas por meio de sensoriamento remoto.

Sensoriamento remoto é a tecnologia de obtenção de informações sobre um objeto, área ou fenômeno, através da análise de dados adquiridos por um sensor que não está em contato com o objeto, área ou fenômeno (LILLESAND e KIEFER, 1999). Este objeto geralmente está localizado na superfície terrestre ou próximo a ela e o sensor está localizado em uma plataforma aérea ou orbital (PHILIPSON, 2003).

As análises ambientais realizadas por meio de sensoriamento remoto dependem fundamentalmente da interação da radiação eletromagnética (REM) com o alvo em estudo. Pelo princípio da conservação de energia, a radiação eletromagnética, quando incide sobre a superfície de um material, será em parte refletida por esta superfície, em parte absorvida pelos átomos ou moléculas e, em parte, transmitida, caso a matéria exiba alguma transparência no comprimento de onda da radiação em questão (MENESES, 2001).

Ao conjunto de procedimentos para se obter a medida quantitativa da intensidade de radiação eletromagnética, dá-se o nome de radiometria. Por meio das medidas radiométricas, de laboratório ou de campo, descobre-se com qual intensidade cada material reflete a radiação eletromagnética nos diferentes comprimentos de onda do espectro eletromagnético, o que permite explicar como cada um destes objetos é representado nas imagens de satélite (MENESES, 2001).

A radiometria permite caracterizar o comportamento espectral dos diferentes componentes da superfície terrestre, e, a partir deste conhecimento, inferir suas

propriedades. Estes métodos começaram a ser usados há quase meio século, principalmente no estudo de rochas e da vegetação, mas os dados obtidos eram limitados pela tecnologia disponível. Uma das primeiras compilações publicadas sobre as assinaturas espectrais<sup>1</sup> dos alvos (BOWKER et al., 1985) apresenta características espectrais de diferentes tipos de rochas, solos, plantas, mas praticamente nenhum dado sobre o comportamento espectral de diferentes tipos de águas, porque apenas a partir da década de 1990 tornaram-se disponíveis os equipamentos com resolução espectral e radiométrica adequada ao estudo das propriedades dos sistemas aquáticos.

A inferência de variáveis relacionadas à qualidade da água, a partir de dados de sensoriamento remoto, é feita através da análise das feições espectrais da radiação solar refletida pelo volume de água, em sub-superfície. Elementos encontrados em águas naturais, como fitoplâncton, material inorgânico suspenso e a matéria orgânica dissolvida, espalham e absorvem a radiação solar incidente. Estes processos são dependentes do comprimento de onda e, portanto, influenciam a forma e a magnitude do espectro refletido a partir da água (KOPONEN et al., 2002). A composição das diferentes substâncias opticamente ativas<sup>2</sup> presentes na água resulta em diferentes padrões de absorção e de retro-espalhamento da radiação eletromagnética, permitindo a distinção de diferentes assinaturas espectrais para cada tipo de água.

O plâncton é um dos componentes opticamente ativos presentes em corpos d'água. Este termo, originalmente, designa os microrganismos que vivem em suspensão nos ambientes aquáticos e estão sujeitos a movimento passivo (REYNOLDS, 1984; OLIVEIRA, 2003). Atualmente, sabe-se que muitos organismos do plâncton têm

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> A assinatura espectral de um material pode ser definida por sua reflectância em função do comprimento de onda, medida em resolução espectral adequada. Entretanto, interferências da atmosfera, topografia e calibração podem alterar os dados gravados por um sensor aéreo ou orbital. Estes dados devem ser calibrados antes de comparação com dados de campo ou de laboratório (SCHOWENGERDT, 1997).

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Substâncias opticamente ativas são aquelas que podem afetar o espectro de absorção e espalhamento da água pura. (NOVO, 2001).
movimentos próprios e podem se deslocar muitos metros por dia, tanto horizontal quanto verticalmente (CALIJURI et al., 2006). O plâncton é formado por zooplâncton (organismos heterótrofos), bacterioplâncton (bactérias heterotróficas) e fitoplâncton (organismos fotossintetizantes) (CALIJURI et al., 2006).

No fitoplâncton é possível encontrar organismos de diferentes grupos, como as cianobactérias (reino Monera), euglenas (reino Protozoa), diatomáceas (reino Chromista) e clorofíceas (reino Plantae) (CALIJURI et al., 2006).

As cianobactérias podem produzir impactos ecológicos, econômicos, sociais e na saúde pública (ESTEVES, 1988; AZEVEDO E BRANDÃO, 2003, TUNDISI, 2003; VIDOTTI e ROLLEMBERG, 2004), devido à sua capacidade de formar grandes florações<sup>3</sup> e à toxicidade de algumas espécies. Frequentemente estas espécies são designadas de "nocivas" ("harmful algal blooms"-HAB), mas, recentemente, Sunda et al. (2006) propuseram a substituição deste termo por outro associado à desordem do ecossistema ("ecosystem disruptive algal blooms" \_ EDAB), evitando assim caracterizações antropocêntricas.

Embora suas florações possam gerar impactos prejudiciais ao ambiente e ao homem, as cianobactérias são importantes nos processos de ciclagem de nutrientes (CALIJURI et al., 2006). Elas são encontradas em todo o mundo, mas têm nos ecossistemas de água doce o ambiente mais apropriado para o seu desenvolvimento (CALIJURI et al., 2006).

As cianobactérias possuem a estrutura de uma bactéria, com parede celular e sem núcleo delimitado por carioteca<sup>4</sup>. Algumas delas apresentam vacúolos gasosos (pseudovacúolos), associados à capacidade de controlar a flutuação da célula, o que permite que elas se mantenham em profundidade ótima para uma dada disponibilidade

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> As florações ("blooms") são o resultado da interação de fatores físicos, químicos e bióticos, caracterizadas por crescimento explosivo, autolimitante e de curta duração dos microrganismos de uma ou de poucas espécies de algas, frequentemente produzindo colorações visíveis nos corpos de água naturais (Calijuri et al, 2006).

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> Carioteca: membrana que envolve o material nuclear, presente em organismos eucariontes.

de nutrientes, oxigênio e luz (CALIJURI et al., 2006). Seu tamanho pode variar de 0,5  $\mu$ m a 40  $\mu$ m, com considerável diversidade morfológica. As cianobactérias podem ser unicelulares ou filamentosas e ocorrer individualmente ou agrupadas em colônias<sup>5</sup> ou agrupamentos (CALIJURI et al., 2006).

Algumas características das cianobactérias, como as diferenças nos tipos e proporções de pigmentos em comparação com organismos eucarióticos, permitem a diferenciação e o estudo destes organismos através de técnicas de sensoriamento remoto. Alguns sensores são capazes de medir a interação dos organismos com a radiação eletromagnética (REM), fornecendo informações importantes para estudos taxonômicos, ecológicos e ambientais.

## 2.2 Pigmentos

A absorção de REM nas populações fitoplanctônicas possibilita a fixação de carbono e a produção de oxigênio, através da fotossíntese. Este mecanismo fisiológico ocorre devido à presença dos pigmentos fotossinteticamente ativos, que são moléculas que captam energia eletromagnética no intervalo de 400 a 700 nm (KIRK, 1993).

Entre estes pigmentos, o principal responsável pela absorção de energia eletromagnética é a clorofila. Todos os organismos fotossintetizantes que produzem oxigênio contêm clorofila-a e a maioria das classes contêm também clorofila-b (KIRK, 1993; RICHARDSON, 1996). A clorofila-a funciona como centro de reação fotossintética e também como coletor e armazenador de REM, apresentando dois picos de absorção: um no azul (em 433 nm, denominado "Soret") e outro no vermelho (em 686 nm, denominado pico "alpha") (KIRK, 1993, RICHARDSON, 1996). Pode ser observado na **Figura 2.1** que a clorofila-a absorve fracamente a REM entre 450 e 650 nm e a

<sup>&</sup>lt;sup>5</sup> Colônias: associação harmônica de indivíduos da mesma espécie.

clorofila-b tem o efeito de aumentar a absorção dentro desta janela, tanto para o lado dos comprimentos de onda mais longos quanto para os mais curtos (KIRK, 1993).



Figura 2.1 Espectros de absorção das clorofilas-a/b/c e dos carotenóides fotoprotetores e fotossintetizantes.
 Fonte: adaptado de Weaver e Wrigley (1994).

A concentração de clorofila-a é a variável mais presente em dados de sensoriamento remoto de sistemas aquáticos. As primeiras medições foram feitas com o sensor CZCS, que operou entre 1978 e 1986 (CARDER et al., 2004). Geralmente a maioria das assinaturas de absorção *in vivo* no azul (400 a 500 nm) e, especialmente, no vermelho (580 a 700 nm), é causada por clorofilas, o que facilita a sua detecção (CARDER et al., 2004; LEE E CARDER, 2004; JOHNSEN et al., 1994). A detecção de clorofila

possibilita várias inferências, sendo a mais comum a estimativa do nível de trofia<sup>6</sup> dos corpos d'água.

De acordo com Koponen et al. (2001), a quantidade de clorofila-a é um bom indicador da qualidade da água porque apresenta uma boa correlação com a produtividade total de um corpo d'água, e, portanto, com a carga indesejada de nutrientes e com as condições gerais do ecossistema aquático. Na **Tabela 2.1** pode-se observar que existe uma relação entre a concentração de clorofila e o nível trófico dos ambientes aquáticos.

Tabela 2.1- Estado Trófico dos Sistemas Aquáticos

Variável	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Fósforo Total (µg/L)	< 10	10-20	> 20
Clorofila (µg /L)	< 4	4 – 10	> 10
Profundidade Secchi (m)	> 4	2-4	< 2

Fonte: Thomman, Muller (1987)

Apesar de esta classificação ser baseada em ambientes típicos de áreas temperadas e de áreas tropicais, como o Brasil, apresentarem concentrações naturais muito maiores, é possível verificar na **Tabela 2.1** a relação entre as propriedades químicas (concentração de fósforo), propriedades biológicas (concentração de clorofila) e propriedades ópticas (Profundidade Secchi) na caracterização dos níveis de trofia de um sistema. São essas conexões que tornam possível o uso de dados de sensoriamento remoto para o

<sup>&</sup>lt;sup>6</sup> O nível de trofia, ou nível trófico, indica o grau de eutrofização de um reservatório ou lago e pode ser dividido em várias classes, considerando-se informações como a concentração de fósforo total, nitrogênio total e clorofila-a (TUNDISI, 2003).

monitoramento do processo de eutrofização e quantificação de biomassa de corpos d'água.

Além das clorofilas, existem duas outras categorias de pigmentos: os carotenóides e as ficobiliproteínas (ou ficobilinas). (RICHARDSON, 1996; KIRK, 1993; WEAVER E WRIGLEY, 1994). A distribuição de pigmentos entre diferentes grupos de organismos está resumida na **Tabela 2.2.** 

	Clorofilas	Carotenóides	Ficobilinas	Cor
		além do		predominante
		β-caroteno		
Cyanophyta	А	Flavicina,	aloficocianina,	verde-azul
		Zeaxantina,	ficocianina,	
		Oxcilaxantina,	ficoeritrina	
		Myxoxantofila		
Prochlorophyta	a, b		-	Verde
Rhodophyta	a, d	α-caroteno	aloficocianina,	vermelha
			ficocianina,	
			ficoeritrina	
Fucophyceae	a, c,	Luteína	-	marrom
Bacillariophyceae	a, c	Fucoxantina	-	dourada
Dinophyta	a, c	Peridinina	-	marrom
Chlorophyta	a, b	Luteína,	-	verde
		Sifonoxantina		
Euglenophyta	a, b	Sifonoxantina	-	verde
Plantas terrestres	a, b	-	-	verde

**Tabela 2.2:** Distribuição de pigmentos nos diferentes grupos de organismos que fazem fotossíntese e desprendem oxigênio

Fonte: Adaptado de Oliveira (2003); Richardson (1996).

Em contraste com o pequeno número de clorofilas, existem mais de 60 tipos de carotenóides, quase todos com a função primária de foto-proteção. Todos eles absorvem fortemente a energia na mesma região do espectro (ultravioleta ao azul) (KIRK, 1993; WEAVER E WRIGLEY, 1994; RICHARDSON, 1996).

#### 2.3 Pigmentos de cianobactérias

Alguns organismos fitoplanctônicos dependem intensamente dos carotenóides para capturar luz. Já as cianobactérias e algas vermelhas possuem uma terceira classe de pigmentos, as biliproteínas (ou ficobilinas), que funcionam como pigmentos acessórios de cor vermelha (ficoeritrinas, ficoeritorcianina) ou azul (ficocianinas, aloficocianinas) (KIRK, 1993). Ao contrário das clorofilas e carotenóides, de natureza lipídica, as ficobilinas são hidrossolúveis. São altamente fluorescentes e absorvem luz na área do espectro eletromagnético (EEM) que fica entre as áreas de absorção dos carotenóides e clorofilas. (RICHARDSON, 1996).

As biliproteínas das algas vermelhas e cianobactérias estão fortemente relacionadas e podem ser divididas em 3 classes, com base na posição de suas bandas de absorção: ficoeritrinas, ficocianinas e aloficocianinas (em ordem crescente do comprimento de onda) (KIRK, 1993). Os espectros de absorção de biliproteínas de cianobactérias são mostrados na **Figura 2.2**.

Geralmente, nas algas vermelhas a ficoeritrina constitui a maior parte das biliproteínas presentes, enquanto nas cianobactérias a ficocianina é o componente principal (KIRK, 1993). A aloficocianina é quase sempre o componente menos abundante (KIRK, 1993).

Devido à presença de ficocianina, o EEM das cianobactérias apresenta maior absorção na região do vermelho, em aproximadamente 620 nm. Este pigmento tem sido usado para auxiliar na determinação de cianobactérias em amostras de águas (DEKKER, 1993; GONS et al., 1992; JUPP et al., 1994; KUTSER et al., 2006; METSAMAA et al., 2006; RANDOLPH, 2007; REINART E KUTSER, 2006).

As ficobiliproteínas, incluindo a ficocianina, podem ser quebradas em situações de carência de nitrogênio, para reciclar aminoácidos (BOGORAD, 1975; SIMIS et al., 2005). Este mecanismo causa alta variabilidade na concentração de ficocianina celular e no coeficiente de absorção específico da ficocianina (SIMIS et al., 2005).



Figura 2.2: Espectros de absorção de biliproteínas Fonte: adaptado de Kirk (1993).

No EEM de águas do tipo II<sup>7</sup>, há um pico na região do verde (aproximadamente entre 550 e 600 nm), proveniente da baixa absorção pelos pigmentos fitoplanctônicos nesta região, e, também, pelo espalhamento das células algais (DEKKER et al., 1991; GITELSON, 1992; JENSEN, 2005). Este pico pode apresentar um deslocamento na direção de comprimentos de onda mais longos, como conseqüência da absorção em comprimentos de onda mais curtos por carotenóides, o que indicaria, portanto, uma alta concentração de carotenóides. Já um deslocamento do pico na verde na direção de comprimentos de onda mais curtos seria causado pela absorção dos comprimentos de onda mais longos pela ficocianina, o que indicaria uma alta concentração deste pigmento e, conseqüentemente, de cianobactérias (SCHALLES et al., 1998; GITELSON et al., 1999).

<sup>&</sup>lt;sup>7</sup> Águas do tipo II: águas opticamente complexas, com influência de outras substâncias opticamente ativas além do fitoplâncton, como matéria inorgânica particulada e matéria orgânica dissolvida.

#### 2.4 Detecção de pigmentos por sensoriamento remoto

Tanto os carotenóides quanto as biliproteínas, considerados pigmentos acessórios, apresentam um espectro de absorção característico, sendo que esta absorção também determina, em parte, o espectro da radiância que é medida por sensores orbitais (HOGE et al., 2003; LEE E CARDER, 2004; SUBRAMANIAM E CARPENTER, 1994).

Como estão presentes em diferentes proporções nos vários grupos fitoplanctônicos, os pigmentos presentes em maior quantidade em um corpo d'água podem auxiliar na identificação dos organismos aos quais estes pigmentos estão relacionados (BOLD E WYNNE, 1985; QUIBELL, 1992; LEONARDOS E HARRIS, 2006).

Na última década, tem aumentado o uso de métodos relacionados a pigmentos para identificar diferentes grupos fitoplanctônicos, principalmente devido a avanços em técnicas analíticas modernas, como o HPLC<sup>8</sup>. Esta técnica fornece, dependendo do procedimento, dados quantitativos sobre pigmentos lipossolúveis (clorofilas e carotenóides) ou hidrossolúveis (ficobiliproteínas) (GREISBERGER E TEUBNER, 2007).

Muitos espectros de pigmentos foram determinados em laboratório através da técnica HPLC e vários foram usados em modelagens relacionadas ao estudo da comunidade fitoplanctônica (GAMEIRO et al., 2007; GREISBERGER E TEUBNER, 2007; SATHYENDRANATH, 2001; SCHLÜTER, 2006).

Entretanto, a identificação e distinção de organismos fitoplanctônicos através de seus pigmentos ainda é um tema complexo, principalmente quando se deseja distinguir gêneros. O algoritmo desenvolvido por Tassan (1995), por exemplo, foi eficiente na detecção de uma cianobactéria do gênero *Trichodesmium* em imagens do sensor SeaWiFS, porém esta discriminação foi feita pela detecção de ficoeritrina, biliproteína

<sup>&</sup>lt;sup>8</sup> HPLC: sigla em inglês para "High performance liquid chromatography". Em português, cromatografia líquida de alta precisão.

presente em outros organismos além do *Trichodesmium* sp. O algoritmo, portanto, não possibilitaria a distinção entre *Trichodesmium* sp e outras cianobactérias, como *Synechococcus* sp.

A espécie *Emiliana huxleyi*, da classe Prymnesiophyceae, também foi discriminada em imagens de satélites em diferentes trabalhos (ACKLESON et al., 1990; BROWN E PODESTÁ 1997; HOOLIGAN et al., 1983), mas também com ressalvas e limitações. Brown e Podestá (1997) admitem que apenas podem afirmar a identificação desta alga por exclusão, ou seja: florescimentos de cianobactérias como *Trichodesmium* spp poderiam imitar a assinatura espectral de *E. huxleyi*, e foram descartados apenas porque sua presença seria improvável na área do estudo.

A eficiência na discriminação de grupos fitoplanctônicos depende também da concentração de seus pigmentos na água, e, conseqüentemente, da densidade dos organismos. Kutser et al. (2006) e Metsamaa et al. (2006), verificaram que, para águas do tipo II, as feições de absorção de ficocianina se tornam detectáveis nos espectros de reflectância quando a concentração de clorofila-a é superior a 8 mg.m<sup>-3</sup>. Considera-se que concentrações acima de 4 mg.m<sup>-3</sup> de clorofila caracterizam florescimentos (KUTSER et al., 2006 E METSAMAA et al., 2006). Isto indica que não seria possível distinguir florescimentos de cianobactérias em estágios iniciais, porque os espectros de reflectância de águas dominadas por cianobactérias seriam similares aos de águas dominadas por outros organismos fitoplanctônicos.

Uma alternativa para aumentar a acurácia dos algoritmos e possibilitar seu uso em escala global seria o emprego de dados hiperespectrais. Os sensores hiperespectrais geralmente oferecem centenas de bandas espectrais, com posições contínuas em um intervalo do espectro eletromagnético, e, por oferecerem informações mais detalhadas que as dos sensores multiespectrais (SCHOWENGERDT, 1997), seriam mais adequados para verificar a composição de pigmentos de uma população fitoplanctônica (LEE E CARDER, 2004; LEVIN et al., 2005).

O estudo realizado por Vincent et al. (2004) ilustra a deficiência de um sensor multiespectral (Landsat/TM) na detecção de ficocianina. Como reproduzido na **Figura 2.3**, a região mais importante para a discriminação deste pigmento localiza-se em uma

região não coberta por este sensor: uma lacuna entre as bandas do verde e do vermelho (2 e 3).



**Figura 2.3.** Espectros de absorção provenientes de um lago contendo clorofila a (curva superior) e de outro contendo clorofila-a e ficocianina (curva inferior). As barras verticais mostram os limites das bandas 1, 2 e 3 do sensor Landsat/TM. Fonte: adaptado de Vincent et al., 2004.

Vincent et al. (2004) observaram que sensores de satélites específicos para o estudo da água, como o "Coastal Zone Color Scanner" (CZCS), o "Airborne Ocean Color Imager" (AOCI) e o "Sea-viewing Wide Field Sensor" (SeaWiFS) poderiam cobrir esta lacuna, porém teriam uma resolução espacial inadequada para o estudo de lagos. Os algoritmos usados por Vincent et al. (2004) para imagens do sensor Landsat/TM não foram eficientes para estimar a formação de florescimentos específicos de *Microcystis* sp e os autores admitem que podem ter detectado ficocianina de outras cianobactérias e não a de *Microcystis* sp.

Reinart e Kutser (2006), Kutser et al. (2006) e Metsamaa et al. (2006) estimaram, através de modelagem matemática, a resolução espectral adequada de sensores multiespectrais para mapear quantitativamente cianobactérias e verificar se estes sensores poderiam separar florescimentos de cinaobactérias e outras algas. Os resultados mostraram que instrumentos como ALI, Landsat e MODIS não são capazes de distinguir entre águas dominadas por cianobactérias e águas dominadas por outras

algas, porque suas configurações de bandas espectrais não permitem a detecção de feições de absorção causadas por ficocianina ou outras feições que sejam características de cianobactérias. As bandas 6 e 7 do sensor MERIS, discriminadas na **Tabela 2.3**, permitem a detecção da feição de absorção da ficocianina próxima a 630 nm e de um pequeno pico em 650 nm, característicos de cianobactérias. O sensor MERIS, portanto, poderia ser usado na detecção de cianobactérias, desde que em situação de florescimento.

Banda	MODIS	MERIS
	Comprimento de onda (nm)	Comprimento de onda (nm)
1	620-670	407,5-417,5
2	841-876	437,5-447,5
3	459-479	485-495
4	545-565	505-515
5		555-565
6		615-625
7		660-670
8	405-420	677,5-685
9	438-448	703,75-713,75
10	483-493	750,0 -757,5
11	526-536	
12	546-556	771,25-786,25
13	662-672	855-875
14	673-683	880-890
15	743-753	895-905
16	862-877	

**Tabela 2.3:** Intervalos de comprimentos de onda do MODIS e do MERIS que podem ser usados para mapeamento de florescimentos de cianobactérias, de acordo com Metsamaa et al. (2005).

Fonte: Metsamaa (2005)

Estudos realizados com sensores aerotransportados ou baseados em simulações em campo e laboratório (LEGLEITER E ROBERTS, 2005; LEGLEITER et al., 2004; CIOTTI et al., 2002; HOCHBERG E ATKINSON, 2003; MILLIE et al., 1992; KOPONEN et al., 2001; PULLIAINEN, 2001; GALVÃO et al., 2003 E ÖSTLUND et al., 2001) sugerem que os sensores hiperespectrais têm o potencial de fornecer informações sobre populações de algas a partir da detecção de pigmentos espectralmente isolados, porém há ainda poucos trabalhos nesta área, devido principalmente a dificuldades operacionais que possam validar os dados obtidos por

satélite, como a identificação e contagem de espécies em quantidades amostrais adequadas para uma análise estatística consistente.

#### 2.5 Outros fatores com interferência no espectro medido

A presença de um pigmento específico ou a composição de pigmentos são fatores importantes no estudo do comportamento espectral do fitoplâncton (LEE E CARDER, 2004; CARDER et al., 2004). Entretanto, a resposta espectral do fitoplâncton depende também de outros fatores, como a distribuição na coluna d'água (AGUIRRE-HERNÁNDEZ et al., 2004), densidade de células (KUTSER et al., 2006; METSAMAA et al., 2006), morfologia e fisiologia celular (AGUIRRE-HERNÁNDEZ et al., 2004; GITELSON et al., 1999), tamanho e estrutura do fitoplâncton (FENG et al., 2005; GREEN et al., 2003) e, também, o modo como os pigmentos estão organizados na célula ou colônia (LOHRENZ et al., 2003; BABIN et al., 2003; BRICAUD et al., 2004; MERCADO et al., 2006).

A influência do arranjo de pigmentos sobre o espectro medido pode ser observada na **Figura 2.4**. No espectro de células fragmentadas, os cloroplastos foram quebrados em partículas muito pequenas, de modo que os efeitos de tamanho e forma fossem eliminados, mas o efeito dos pigmentos fosse mantido. É possível observar que os dois espectros apresentam picos e vales nas mesmas posições, o que se deve à combinação de pigmentos presentes, porém o coeficiente de absorção específico por unidade de pigmento pode apresentar grandes diferenças, porque o espectro é determinado também pelo tamanho e forma dos cloroplastos, células ou colônias (KIRK, 1993).

O efeito do tamanho da célula sobre o espectro foi estudado por Ciotti et al. (2002). Os autores verificaram que, especificando-se o tamanho da célula do organismo dominante (pico, ultra, nano ou microplâncton), pode-se explicar mais de 80% da variabilidade dos espectros de absorção de grupos fitoplanctônicos entre 400 e 700 nm. Em ambientes oligotróficos, a biomassa fitoplanctônica seria dominada por células procarióticas, e, apenas sob condições de abundância de nutrientes (ambientes eutróficos) as células maiores poderiam competir por nutrientes, crescer e complementar os grupos de

tamanho pequeno. Estas células maiores pertenceriam a diferentes grupos, dependendo das condições ambientais e da habilidade destas espécies em explorar luz e nutrientes efetivamente (CIOTTI et al., 2002). Foram feitas relações simples representando mudanças covariantes em um conjunto de fatores que influenciam as propriedades ópticas do fitoplâncton. Esta covariação foi bem descrita pelas mudanças no tamanho da célula dominante (CIOTTI et al., 2002).





Fonte: adaptado de Kirk (1993).

Ciotti et al. (2002) também afirmam que a variabilidade dos espectros de absorção de grupos fitoplanctônicos pode ser explicada pela covariância entre o tamanho dos organismos dominantes e fatores como o efeito de empacotamento (descrito a seguir) e a concentração de pigmentos acessórios.

Outro fator com interferência no espectro medido é o modo como os organismos se comportam ao longo do dia. As características de absorção em relação ao horário do dia são diferentes entre as espécies fitoplanctônicas: para *Synechoccocus sp*, por exemplo, a absorção máxima acontece no crepúsculo (CLAUSTRE et al., 2002), enquanto para a *Isochrysis galbana* (Prymnesiophyceae), o máximo é alcançado próximo ao amanhecer

(OHI et al., 2002). MERCADO et al. (2006) investigaram as mudanças nas propriedades de absorção do fitoplâncton durante o ciclo diurno e verificaram que há variabilidade do coeficiente de absorção específico da clorofila-a, ao longo do dia, caracterizada pelo aumento de pigmentos acessórios e foto-protetores. Aproximadamente 30% desta variabilidade pode ser atribuída ao ciclo diurno, e, portanto, este fator deve ser levado em consideração no desenvolvimento de modelos de produtividade primária baseados na absorção de luz pelo fitoplâncton.

Mercado et al. (2006) afirmam também que as variações do coeficiente de absorção específico da clorofila-a sofrem interferências do efeito de empacotamento.

O efeito de empacotamento é uma conseqüência da distribuição não uniforme das moléculas de pigmentos dentro de vários "pacotes", ou seja: dentro de cloroplastos, dentro de células ou dentro de células coloniais. Esta organização em "pacotes" diminui a efetividade com a qual elas coletam luz do ambiente, e, portanto, gera um coeficiente de absorção diminuído. O efeito de empacotamento é proporcionalmente maior quando a absorção é mais forte, tornando os picos menos pronunciados (KIRK, 1993).

Lohrenz et al. (2003) avaliaram a importância relativa do efeito de empacotamento e da composição de pigmentos nas variações da absorção espectral de águas oceânicas nos Estados Unidos. O efeito de empacotamento foi responsável por 62% da redução da amplitude das principais bandas de absorção (440 nm e 675 nm), particularmente para águas com baixa salinidade e para populações fitoplanctônicas dominadas por organismos maiores que 3 µm. As variações na composição de pigmentos também tiveram impacto, embora menor (10 a 28%) nas variações de absorção total (LOHRENZ et al., 2003).

Um dos estudos mais completos sobre o efeito de empacotamento foi realizado por Kirk (1993). Este autor verificou que a eficiência de absorção dos pigmentos fotossintéticos é mais baixa quando eles estão isolados em pacotes (cloroplastos ou células) do que quando estão dispersos uniformemente. Entretanto, os tipos de "pacotes" no ambiente aquático variam amplamente em tamanho, forma e concentração interna de pigmentos. (KIRK, 1993)

Kirk (1993) explorou esta variabilidade considerando tamanho e forma, conforme mostrado na **Figura 2.5.** É possível observar que o arranjo menos eficiente para a absorção de luz é o da grande colônia esférica, com aproximadamente 58 µm de diâmetro (curva mais baixa). Há melhoras quando as esferas são transformadas em esferóides, mas a maior eficiência é alcançada para filamentos cilíndricos finos e longos. Há um aumento adicional nesta eficiência se os filamentos forem cortados em aproximadamente 900 pedaços, cada um formando uma esfera de 6 µm de diâmetro (curva superior). (KIRK, 1993)



Figura 2.5: Espectros de absorção transversal de colônias de cianobactérias de vários tamanhos. Todos os dados são para 100.000 μm<sup>3</sup> de volume fitoplanctônico, o que corresponde a (A) 884 partículas, no caso de <u>esferas</u> com 6 μm de diâmetro, (B) <u>cilindros</u> de 3537 μm de comprimento e 6 μm de diâmetro, (C) <u>esferóides</u> com 230,4 x 28,8 μm e (D) uma partícula no caso de partícula de <u>esfera</u> com 57,6 μm de diâmetro.

Fonte: adaptado de Kirk (1993).

As vantagens de um efeito de empacotamento ampliado são mais evidentes em comprimentos de onda de forte absorção. Por exemplo, a razão da absorção em seção-transversal de um cilindro fino pela absorção de uma esfera é de 3,82 em 435 nm, mas apenas de 1,16 em 695 nm. (Kirk, 1993)

Como outra ilustração quantitativa do significado do efeito de empacotamento, a **Figura 2.6** mostra como o coeficiente de absorção específica por mg de clorofila-a, presente na forma de uma suspensão de células esféricas ou colônias, no pico na região do vermelho, diminui quando o diâmetro das células/colônias aumenta (Kirk, 1993).



Figura 2.6: Coeficiente de absorção específica de clorofila fitoplanctônica no máximo vermelho (670-680 nm) em função do tamanho da célula ou colônia. Fonte: adaptado de Kirk (1993).

Além de ser influenciado por fatores como tamanho e forma, o efeito de empacotamento pode ser diferente entre espécies coloniais e não coloniais. Agustí e Phlips (1992), comparando características de absorção de luz de diferentes espécies fitoplanctônicas, verificaram que o grau de empacotamento de pigmentos foi diferente para células livres e formas coloniais de cianobactérias. Para as células livres, a variabilidade na concentração de clorofila-a intracelular não mostrou correlação com seu tamanho, enquanto as formas coloniais podem evitar o aumento do empacotamento quando o tamanho da colônia aumenta, porque reduzem sua concentração interna de pigmentos, assim como acontece com as células eucarióticas. As cianobactérias coloniais também podem alterar a densidade de células dentro do volume da colônia (ou seja, aumentando o espaço entre células vizinhas) (Agustí e Phlips,1992). Além disto, o espalhamento múltiplo interno dentro das colônias de cianobactérias pode aumentar a eficiência de

absorção de luz (Kirk, 1993 e Agustí e Phlips,1992), conferindo-lhes uma vantagem adicional quando comparadas a células livres de cianobactérias. A concordância de cianobactérias coloniais com os padrões gerais descritos para algas eucarióticas, ao contrário das células livres, indica que as colônias de cianobactérias atuam como unidades ópticas discretas e não como a soma das células que as compõem. As vantagens do crescimento sob a forma de colônias para a captura de luz por cianobactérias dão suporte à importância evolutiva e adaptativa da habilidade de algumas cianobactérias em desenvolver colônias. (Agustí e Phlips, 1992)

O tamanho da colônia ou a forma de vida predominante das cianobactérias, portanto, devem ser levados em consideração na análise dos espectros de populações fitoplanctônicas obtidos por sensoriamento remoto. Estas características podem ser determinadas por fatores como a turbulência da água ou o regime de mistura. No contexto brasileiro, Calijuri et al. (2002) estudaram um reservatório eutrofizado e verificaram que o tamanho da colônia apresentou correlação positiva com a estabilidade da coluna de água e o comportamento polimítico<sup>9</sup> do sistema foi responsável pela ocorrência de células livres de *Microcystis aeruginosa*. Os autores encontraram poucas colônias de tamanho médio ou grande.

# 2.6 Algoritmos para estimativa de pigmentos

Os algoritmos relacionados ao sensoriamento remoto da água são baseados em alguns conceitos sobre as propriedades ópticas do ambiente aquático.

O fluxo de energia radiante que atravessa a interface ar/água está sujeito a dois processos básicos: absorção e espalhamento. Estes processos são quantificados por meio dos coeficientes de absorção e espalhamento, respectivamente (Novo, 2001;

<sup>&</sup>lt;sup>9</sup> Lagos polimíticos são aqueles muito rasos para desenvolver estratificação termal, e, portanto, suas águas podem se misturar da superfície até o fundo (Lewis, 1983).

Pozdnyakov e Grassl, 2003). Estes coeficientes são conhecidos como propriedades ópticas inerentes, ou seja, são propriedades que dependem apenas do meio aquático. O valor atribuído a esses coeficientes depende apenas da concentração e do tipo de substâncias opticamente ativas presentes no corpo d'água (Novo, 2001; Pozdnyakov e Grassl, 2003). As substâncias opticamente ativas são aquelas que podem afetar o espectro de absorção e espalhamento da água pura (Novo, 2001; Pozdnyakov e Grassl, 2003)

Os componentes opticamente ativos presentes no corpo d'água podem afetar tanto o coeficiente de absorção quanto o coeficiente de espalhamento. O coeficiente de espalhamento representa a integração da energia espalhada por um volume unitário de água em todas as direções (Novo, 2001). Para o sensoriamento remoto das propriedades da água, entretanto, o que mais interessa é o coeficiente de retroespalhamento, ou seja, a fração do coeficiente de espalhamento que representa a integração da energia espalhada na direção oposta à de incidência, visto que é essa fração que vai ser responsável pela formação de um fluxo de energia emergente em direção à superfície da água e que chegará ao sensor (Novo, 2001; Pozdnyakov e Grassl, 2003)

Algumas destas propriedades são afetadas não apenas pela composição do corpo d'água, mas também pelas características do campo de luz incidente sobre a água. A essas propriedades dá-se o nome de propriedades ópticas aparentes, porque os valores das grandezas medidas podem modificar-se com alterações no campo de luz incidente sobre a água. O fluxo retroespalhado, por exemplo, é uma propriedade óptica aparente porque sua magnitude dependerá do fluxo incidente (NOVO, 2001).

O comportamento espectral do coeficiente de retroespalhamento não é tão bem documentado quanto o coeficiente de absorção (LUBAC e LOISEL, 2007). Alguns autores (ACKLESON, 2003; COTA et al., 2004; MILLÁN-NÚÑEZ et al., 2004) relatam variações nos valores do coeficiente de absorção, dependentes da profundidade do ecossistema aquático e do local de amostragem. Cota et al. (2004) observaram que algoritmos globais de clorofila, derivados de observações em águas oligotróficas e de baixas latitudes, não apresentaram bom desempenho em águas costeiras, túrbidas ou de

altas latitudes. Por este motivo, Cota et al. (2004) defendem a aplicação de algoritmos ajustados a dados bio-ópticos regionais, para que as estimativas sejam mais confiáveis.

A maioria dos algoritmos desenvolvidos para o sensoriamento remoto da água considera a divisão de dois tipos de água sugerida por Morel e Prieur (1977). Em águas do tipo I, a variabilidade nas características ópticas da coluna de água é influenciada principalmente pela abundância do fitoplâncton ou de substâncias relacionadas ao seu ciclo de vida. Esta característica permite que as águas do tipo I sejam modeladas em função da concentração de clorofila (HUOT, 2005; POZDNYAKOV e GRASSL, 2003; SATHYENDRANATH, 2000).

Em águas do tipo I, as variações nos coeficientes de retroespalhamento e de absorção podem ser relacionadas ao estado bio-óptico da água, empiricamente indexado na concentração de clorofila. Como conseqüência da adoção de relações médias entre a concentração de clorofila e os coeficientes de retroespalhamento ou de absorção, a reflectância espectral ou qualquer razão de duas reflectâncias no intervalo do visível, podem ser expressas em função da concentração de clorofila. Estas razões são a base dos algoritmos semi-analíticos em uso para águas do tipo I, os quais são conhecidos como técnicas "blue to green ratio", ou razão azul/verde (MOREL e BÉLANGER, 2006).

Em águas do tipo II, entretanto, existem outros materiais opticamente ativos, como matéria inorgânica particulada e matéria orgânica dissolvida, que não apresentam covariância com a concentração de clorofila (MOREL e PRIEUR, 1977). A maior complexidade óptica das águas do tipo II, portanto, não permite o estabelecimento de relações indexadas na concentração de clorofila (KISHINO et al., 2005; MOREL e BÉLANGER, 2006). O desenvolvimento de algoritmos regionais são uma estimativa proposta por alguns pesquisadores (COTA el al., 2004; FENG et al. 2005; LUBAC e LOISEL, 2007; MOORE et al. 2001) para estimar parâmetros bio-ópticos nestes ambientes complexos.

Para águas do tipo II, há três métodos principais para o desenvolvimento de algoritmos (FENG et al., 2005; MOREL e GORDON (1980):

- método empírico: estabelece relações entre os valores de reflectância espectral e as concentrações de clorofila-a (ou outro componente opticamente ativo da água) coletadas simultaneamente e medidas em laboratório. Estas relações são desenvolvidas usando-se métodos estatísticos.
- método semi-empírico: é baseado em feições espectrais conhecidas. Algumas relações empíricas descobertas previamente podem ser empregadas no novo modelo. As propriedades ópticas inerentes medidas na coluna de água são incluídas no modelo para derivar os coeficientes de absorção para os constituintes opticamente ativos.
- método analítico: as propriedades ópticas aparentes e inerentes são medidas e incluídas no modelo como coeficientes de absorção e retroespalhamento. As concentrações dos constituintes são determinadas usando os coeficientes de reflectância, absorção e retroespalhamento.

Em resumo, as técnicas para estimativas dos constituintes dos ecossistemas aquáticos evoluíram de algoritmos empíricos (baseados em dados) para analíticos (baseados em modelos) (FENG et al., 2005). Os algoritmos semi-analíticos atuais estão baseados em relações bem estabelecidas entre propriedades ópticas aparentes (como radiância e reflectância) e propriedades ópticas inerentes (absorção e espalhamento) (FENG et al., 2005). As relações entre as propriedades ópticas inerentes e as concentrações dos constituintes opticamente ativos são derivadas empiricamente, portanto estes algoritmos são chamados de semi-analíticos (FENG et al., 2005).

O foco dos algoritmos empíricos é a estimativa de concentração de um único constituinte, enquanto os algoritmos semi-analíticos são capazes de estimar três ou mais constituintes da água simultaneamente. Para os algoritmos semi-analíticos, geralmente aplica-se uma técnica de inversão para um modelo cujos parâmetros foram determinados a partir de medidas bio-ópticas in situ. (FENG et al., 2005).

As primeiras estimativas de concentração de clorofila-a foram feitas usando-se um algoritmo empírico de razões espectrais aplicados a dados do sensor CZCS (CARDER et al., 2004). Este mesmo tipo de algoritmo foi aplicado em seguida a dados do sensor

SeaWiFS, para o fornecimento de mapas globais de concentração de clorofila-a (CARDER et al., 2004).

Com os algoritmos empíricos de razões espectrais, entretanto, não era possível fazer as correções necessárias para uma estimativa acurada. Na última década surgiram vários algoritmos semi-analíticos (CARDER et al., 2004, AGUIRRE-HERNÁNDEZ et al., 2004) e analíticos (HOGE et al., 2003). Para bancos de dados muito grandes, Chazottes et al. (2006, 2007) propuseram a aplicação de redes neurais, usando um mapa auto-organizador ("S.O.M.") para agrupar os espectros em classes relacionadas à sua amplitude e à sua forma. O modelo agrupou coerentemente várias concentrações de pigmentos fitoplanctônicos, com eficiência evidenciada através de derivadas dos espectros.

Kishino et al. (2005) também aplicaram o método de redes neurais, que é um tipo de modelagem inversa, para dados do sensor ASTER<sup>10</sup>. Apesar de este sensor possuir resolução espacial desejável para o estudo de pequenas áreas aquáticas, como lagos, os autores não conseguiram estimativas confiáveis e apontaram a necessidade de uma banda no azul, bandas mais estreitas, alta sensibilidade e melhor resolução do sinal.

Um número maior de parâmetros tem sido considerado na aplicação de algoritmos. Carder et al. (2004) propuseram o ajuste do coeficiente de absorção da clorofila de acordo com a disponibilidade de luz e nutrientes, com base em mudanças temporais e regionais, obtendo bons resultados para dados do sensor MODIS<sup>11</sup> Terra.

Aguirre-Hernández et al. (2004) ressaltam que a habilidade de estimar parâmetros para modelos relacionados à fotossíntese e produtividade primária depende do conhecimento da composição da comunidade fitoplanctônica e de como ela responde a variáveis físico-químicas e ambientais.

<sup>&</sup>lt;sup>10</sup> ASTER: sigla em inglês para "Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflectance Radiometer".

<sup>&</sup>lt;sup>11</sup> MODIS: sigla em inglês para "Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer".

Adicionalmente, Green et al. (2003) citam as dificuldades de se gerar modelos sem considerar o tamanho e a possível assimetria nas células fitoplanctônicas. Green et al. (2003) testaram a habilidade de diferenciar partículas naturais e empíricas fundamentando-se na teoria de Mie, que assume que as partículas medidas são esféricas e homogêneas. O método de Mie modificado por Green et al. (2003) considerou o diâmetro e índice de refração de várias partículas e foi útil para discriminar entre partículas orgânicas e minerais. O método, porém, ainda precisa ser aprimorado com informações como a forma da célula.

Recentemente têm sido desenvolvidos algoritmos específicos para pigmentos acessórios, como a ficoeritrina (HOGE et al., 2003) e a ficocianina (SIMIS et al., 2005; SIMIS et al., 2007) o que sugere um potencial ainda pouco explorado de estudos detalhados sobre as relações da comunidade fitoplanctônica com os espectros medidos.

## 2.7 Técnicas para tratamento dos dados obtidos por sensoriamento remoto

A disponibilidade de tecnologias de sensoriamento remoto com alta resolução espectral tem motivado o desenvolvimento de métodos de interpretação dos dados gerados. Estes métodos são úteis porque a cobertura espectral de alta resolução permite um tratamento determinístico da extração da informação, em vez das abordagens estatísticas mais tradicionais desenvolvidas para dados multiespectrais (VANE e GOETZ, 1993).

# 2.7.1 Análise derivativa

Ao se utilizar dados hiperespectrais, além do valor da reflectância, pode-se fazer uso do valor da derivada da reflectância com relação ao comprimento de onda. Está prática pode ser útil para ressaltar os pontos em que a curva espectral apresenta mudanças bruscas de comportamento devido à presença de componentes que favoreçam a absorção e o espalhamento pelo alvo (CARVALHO, 2003).

A conversão de espectros em derivadas tem sido usada desde a década de 1950, para acentuar os componentes espectrais menores que são mascarados nos espectros brutos pela presença de sinais de fundo, e, assim, melhorar o poder de detectar feições que de outra maneira seriam difíceis de identificar (MARTIN, 1957; BUTLER e HOPKINS, 1970; O'HAVER e GREEN, 1976).

Neste tipo de análise, a concentração de determinada substância é relacionada com a derivada da reflectância em relação ao comprimento de onda, em vez de se usar a correlação direta com a reflectância (CHEN et al., 1992).

As derivadas descrevem a mudança na inclinação das curvas dos dados de entrada, por comprimento de onda. Para dados brutos de absorção, sem transformação (espectros de derivada zero), a primeira derivada é  $\delta a/\delta \lambda$ , derivadas de ordens mais altas são  $\delta^n a/\delta \lambda^n$ , onde n=2, 3 ou 4 para as derivadas de segunda, terceira e quarta ordem, respectivamente. A primeira derivada descreve a inclinação de uma tangente à derivada zero ao longo do comprimento dos espectros. A segunda derivada é uma medida da curvatura ou quantificação da mudança de inclinação dos espectros de derivada zero. As derivadas de terceira e quarta ordem continuam deste mesmo modo, cada derivada sucessiva descrevendo a inclinação da derivada de ordem n-1 (CHARLTON, 1998).

Quando o objetivo é identificar pigmentos nos espectros de absorção e reflectância, alguns autores têm escolhido as derivadas de segunda e quarta ordem (OWENS et al., 1987; SMITH e ALBERTE, 1994; CHARLTON, 1998). A localização dos picos e vales da segunda derivada combina aproximadamente com a localização das feições na derivada zero, mas esta correspondência é alcançada mais precisamente na quarta derivada (CHARLTON, 1998). Um pico na segunda derivada representa um vale na derivada zero, enquanto um pico na quarta derivada representa um pico na derivada zero, permitindo portando uma interpretação mais intuitiva das feições derivadas. Além disto, a quarta derivada é menos afetada pela sobreposição de feições de absorção dos pigmentos e alcança um grau de resolução espectral mais alto (BIDIGARE et al., 1989).

Quando se usam dados de entrada com alta freqüência, entretanto, o cálculo das derivadas conduzirá a uma amplificação do ruído. Se a derivada for calculada em sua forma mais básica, cada derivada sucessiva irá dobrar o ruído do espectro original (DEMETRIADES-SHAH et al., 1990). A amplificação do ruído pode ser solucionada pelo uso de cálculos mais avançados da derivada, que incluem rotinas de suavização (CHARLTON, 1998). Tsai e Philpot (1998) mostraram que uma importante etapa do

processamento dos dados está relacionada com a escolha dos algoritmos de suavização e derivação. Estas ferramentas devem ser adaptadas de forma que otimizem a redução do ruído presente nos dados. Tsai e Philpot (1998).

A análise derivativa de espectros de reflectância tem sido usada em dados hiperespectrais para eliminar sinais de fundo, resolver feições espectrais sobrepostas e melhorar o contraste espectral, aumentando, deste modo, a acurácia da estimativa da informação sobre o alvo (ZHANG et al, 2004).

Nas ciências aquáticas, as derivadas têm sido usadas para acentuar feições de absorção de pigmentos fitoplanctônicos a partir dos espectros de absorção total de corpos d'água naturais (BIDIGARE et al., 1989, SMITH e ALBERTE, 1994). Experiências com espectros de simulações de corpos de água com diferentes composições realizadas por Goodin (1993) mostraram que a melhor detecção do sinal de clorofila ocorreu com o cálculo da segunda derivada, a qual removeu o efeito da turbidez por sedimentos em suspensão, permanecendo a curva com sinais associados à clorofila.

No Brasil, Barbosa (2005) encontrou boas correlações com entre a concentração de clorofila e a primeira e segunda derivadas da reflectância ( $\mathbb{R}^2$  de 0,89 e 0,69, respectivamente) e Rudorff (2006) verificou que a primeira derivada espectral em 691 nm, gerada pela diferença espectral entre o espalhamento em torno de 710 nm e a absorção em torno de 660 nm, foi útil para estimar clorofila-*a* na presença de outros COAs.

# 2.7.2 Remoção do Contínuo

Outra técnica empregada para dados de sensoriamento remoto hiperespectral é a remoção do contínuo, a qual permite isolar uma feição de absorção particular durante a análise de um espectro. Uma das primeiras aplicações da técnica da remoção do continuo para estudar a qualidade da água foi feita por Nóbrega (2002). Nesta técnica, os pontos de máxima reflectância de um espectro são ligados por uma reta, a qual define o contínuo espectral para cada feição. A sua remoção é feita dividindo-se o espectro

original pela curva do contínuo, para normalizar as bandas de absorção, colocando-as em uma referencia comum (CLARK e ROUSH, 1984)

O contínuo aparente é uma função matemática usada para análise de uma determinada feição de absorção do espectro. O contínuo representa a absorção devida a diferentes processos em um material específico ou o efeito conjunto da absorção de diferentes materiais presentes em uma determinada amostra (CLARK e ROUSH, 1984). Esta técnica, portanto, permite que se remova o componente do sinal causado por substâncias que estão presentes na amostra e que não são objetos de estudo.

Segundo Kruse et al. (1993), a identificação do contínuo espectral é feita a partir da ligação dos pontos de máxima refletância do espectro. A linha reta que conecta os picos das bandas de absorção (pontos de máxima reflectância) é usada para definir o contínuo de cada feição.

O processo de remoção do contínuo é realizado por meio de uma divisão dentro do espectro para normalizar as bandas de absorção em um referencial comum. Para Clark e Roush (1984), a divisão deve ser feita quando o espectro estiver em valores de reflectância, sendo a subtração aplicada para dados de absorção aparente.

A **Figura 2.7** mostra um exemplo de uma banda de absorção resultante da aplicação da técnica de remoção do contínuo. Vários parâmetros estão associados a esta banda como: profundidade, posição, largura e assimetria. Estes parâmetros servem como indicadores quantitativos das propriedades espectrais das amostras analisadas. Isto pode ser feito, por exemplo, comparando as curvas de reflectância normalizada de cada amostra com curvas espectrais de referência, obtidas a partir de amostras cujas propriedades sejam conhecidas. Esta técnica pode servir também para desenvolver modelos que relacionem diretamente os parâmetros da banda de absorção com as variáveis físico-químicas das amostras.



Figura 2.7: Parâmetros de uma banda de absorção normalizada pela técnica de remoção do continuo. São mostrados os esquemas de medidas de profundidade, largura, posição e assimetria.

FONTE: Adaptado de Schowengerdt (1997), pp. 466.

Diferentes formas de aplicar a remoção do continuo espectral podem ser encontradas na literatura. Na prática, para que a rotina de remoção do contínuo possa ser aplicada, cada amostra contida no conjunto de dados deve ser representada como sendo pixels multiespectrais em uma matriz de *uma* linha por n colunas, onde n é o numero total de amostras. Originalmente este algoritmo foi concebido para aplicações em dados de mineralogia, cujo alvo produz sinais de reflectância mais forte e, geralmente, as feições espectrais são mais definidas quando comparadas aos espectros provenientes da superfície d'água. Ou seja, as bandas de absorção são mais fortes e melhor caracterizadas.

Quando a rotina é aplicada para espectros provenientes da superfície d'água, somente os "pontos de máximo" mais acentuados são identificados. A técnica não está adaptada para identificar pequenas variações no espectro, que normalmente estão relacionadas com bandas de absorção mais fracas.

## 2.7.3 Mapeamento por ângulo espectral

O mapeamento por ângulo espectral é um algoritmo que determina semelhanças em curvas espectrais e espectros de referência, cujas propriedades ópticas são previamente conhecidas. O método tem como base o cálculo do ângulo geométrico entre as duas curvas espectrais, tratando-as como vetores. O tratamento computacional consiste em medir o arco-coseno dos espectros. Cada amostra pertencerá à classe cuja distância em relação ao espectro de referência for mínima. Entretanto, o desempenho do algoritmo depende diretamente da escolha do conjunto de dados de treinamento (espectros de referência), o que dificulta o seu uso para análise de águas continentais (KRUSE, 2003; CARVALHO, 2003). Em ambientes aquáticos, o mapeamento por ângulo espectral foi aplicado a bibliotecas espectrais modeladas para diferenciar recifes de corais (VAHTMÄE et al.; 2006).

Vahtmäe et al. (2006) sugerem que, para dados com consistência espectral entre espécies, seria preferível usar métodos de classificação baseados na forma espectral em vez de valores absolutos. Nestes casos, a técnica de mapeamento por ângulo espectral permitiria diferenciar grupos fitoplanctônicos independente do albedo e iluminação, privilegiando apenas a forma do espectro (VAHTMÄE et al.; 2006).

## 2.7.4 Razões espectrais

Vários algoritmos são baseados em razões de bandas espectrais e apresentam estimativas eficientes e acuradas da concentração de clorofila-a, principalmente para águas do tipo I (CANNIZZARO e CARDER, 2006). Inicialmente estes algoritmos, também chamados de quocientes de reflectância, foram desenvolvidos para sistemas oligotróficos (MOREL e PRIEUR, 1977; GORDON e MOREL, 1983) e, posteriormente, modificados para estimar a concentração de clorofila-a em águas do tipo II.

Uma rotina eficiente de identificação de classes fitoplanctônicas baseada em razões espectrais seria aplicável a medidas de absorção, reflectância ou radiância. Esta é uma vantagem da técnica, pois nem sempre é possível converter dados de radiância para reflectância com acurácia (CHARLTON, 1998).

Há algumas regiões do espectro visível que deveriam ser evitadas porque são centros de absorção para os componentes atmosféricos que podem confundir a assinatura espectral (GREGG e CARDER, 1990). Alem disso, os comprimentos de onda mais curtos no visível deveriam ser evitados porque estão sujeitos a alta interferência atmosférica devido ao espalhamento de Rayleigh (CHARLTON, 1998).

A escolha das feições de reflectância para o desenvolvimento do algoritmo é baseada nas propriedades do pigmento de interesse. Para a clorofila-a, por exemplo, pode-se usar a banda de absorção na região do vermelho (em aproximadamente 670 nm) e a banda de fluorescência na região do infravermelho próximo, usualmente denominada "NIR", em aproximadamente 700 nm. Esta razão é conhecida como "NIR/red". A sensibilidade das feições encontradas em 700 nm e 670 nm para mudanças na concentração de clorofila-a demonstra que a variabilidade na densidade de pigmentos pode embasar um algoritmo para estimativa da concentração de clorofila-a através dos espectros (GITELSON et al., 1986; MITTENZWEY e GITELSON, 1988; MITTENZWEY et al., 1992; DEKKER, 1993; GITELSON et al., 1993).

Muitos algoritmos usam correlações entre a concentração de clorofila e razões espectrais azul/verde. Para a banda azul, é escolhida a região próxima ao pico de absorção do fitoplâncton (aproximadamente 440 nm), onde ocorre o máximo de absorção pela clorofila-a. Para a banda verde, ou "referência", geralmente é escolhida uma região de absorção mínima pelo fitoplâncton (entre 550 e 555 nm, aproximadamente) (CANNIZZARO e CARDER, 2006). Em trabalhos recentes, a banda azul dos algoritmos "blue to green" foi deslocada de aproximadamente 440 nm para 490 nm e 510 nm para minimizar a interferência de matéria orgânica dissolvida, que também apresenta forte absorção da luz azul (CANNIZZARO e CARDER, 2006).

Outros autores testaram variações no algoritmo "NIR/red", incluindo R(705)/R(670) (MITTENZEWEY et al, 1991) e R(706)/R(676) (DEKKER, 1993), devido às mudanças na posição do pico de acordo com a composição da água. Gitelson et al (1986), Mittenzwey e Gitelson (1988) e Gitelson et al (1993) encontraram fortes relações entre a razão "NIR/red" e a concentração de clorofila-a.

Outras variações na razão "NIR/red" foram a inclusão do pico na região do verde, da feição de reflectância em 550 nm e do máximo global para o intervalo espectral sensível à concentração de pigmentos fitoplanctônicos (GITELSON et al., 1986; MITTENZWEY et al.; 1991; DEKKER, 1993; SCHALLES e YACOBI, 2000).

Mittenzwey et al (1991) encontraram valores altos de correlação para algoritmos de três e quatro bandas, comparados à razão "NIR/red", de duas bandas, sugerindo que a acurácia do algoritmo poderia aumentar com a inclusão do pico no verde.

Dekker et al (1991), Gons (1999) e Jupp (1994) identificaram o vale de absorção em 620 nm como a feição espectral mais característica das cianobactérias.

Dekker (1993) desenvolveu um algoritmo com base em quatro respostas dos espectros de reflectância para aumentos na concentração de ficocianina:

1 – um decréscimo na reflectância em 620 nm, resultado da absorção por ficobilinas, pigmentos fotossintéticos eficientes na absorção na região do amarelo e do vermelho (DEKKER, 1993, GITELSON et al, 1995).

2 – um deslocamento do pico no verde em direção a comprimentos de onda mais curtos (540 nm), causado pela absorção dos comprimentos de onda mais longos pelas ficobilinas (SCHALLES et al, 1998).

3 – um aumento no pico de reflectância em 648 nm, o máximo de emissão de fluorescência da ficocianina (DEKKER, 1993; GITELSON, 1992).

4 – um decréscimo na reflectância em aproximadamente 440 nm (GITELSON, 1999)

A aplicação deste algoritmo, entretanto, apresentou um coeficiente de determinação de apenas 0,384 (SCHALLES e YACOBI, 2000). Schalles et al (1998) notaram a natureza dinâmica do pico no verde em função das mudanças na concentração de ficocianina: em

altas concentrações de ficocianina, a altura do pico no verde diminuiu e o pico se deslocou na direção de comprimentos de onda mais curtos (540 e 550 nm); para baixas concentrações de ficocianina.o pico se deslocou na direção de comprimentos de onda mais longos (560 para 570 nm).

Randolph (2007) aplicou vários dos algoritmos citados acima em dados obtidos em dois reservatórios túrbidos de Indianápolis (EUA). Para estimativas da concentração de clorofila-a no intervalo de 18 a 170 ppb, os algoritmos empíricos apresentaram coeficientes de determinação de até 0,71. A autora também testou o algoritmo empírico de Schalles et al (2000), para estimativa de concentração de ficocianina entre 2 e 160 ppb, com coeficiente de determinação de 0,70. Para o algoritmo semi-empirico de Simis et al. (2005), para estimativa de concentrações de clorofila-a e ficocianina, foram obtidos coeficientes de determinação de 0,9 e 0,85, respectivamente. Nos testes aplicados, os erros foram mais altos para concentrações de ficocianina = 2). Também foram observadas correlações fortes entre as concentrações de ficocianina e as medidas de biovolume de cianobactérias.

É importante ressaltar que, embora as razões espectrais tenham sido usadas com freqüência para estimativa de clorofila-a, elas tendem a ser específicas para o lago ou reservatório em estudo, sendo necessário ajustar os algoritmos para as propriedades ópticas de cada corpo d'água natural (DEKKER e PETERS, 1993; CHARLTON, 1998).

# **3 MATERIAL E MÉTODOS**

O trabalho teve início com a definição da hipótese, dos objetivos para verificação da hipótese e das melhores estratégias para cumprir os objetivos propostos. Em seguida, foi selecionada a área de estudo, com o levantamento de locais onde pudessem ser coletadas amostras com as características desejadas, e, também, considerando as facilidades logísticas para a aquisição de dados de campo e de apoio a medidas in situ. Foram realizados alguns experimentos piloto para possibilitar ajustes na metodologia de obtenção dos dados, e, posteriormente, foram obtidos os dados no Reservatório de Ibitinga, apresentados neste trabalho. A cronologia de execução do trabalho está resumida no fluxograma da **Figura 3.1**, cujas etapas serão detalhadas nos tópicos a seguir.

## 3.1 Seleção da área de estudo

Como o objetivo deste trabalho envolveu a caracterização espectral de gêneros fitoplanctônicos, foram selecionados locais em que o componente opticamente ativo dominante fosse o fitoplâncton, para garantir pouca influência da resposta dos outros componentes. Inicialmente foi escolhido o reservatório de Salto Grande, em Americana (SP), o qual, além de apresentar episódios freqüentes de florescimentos fitoplanctônicos, conta com facilidades como a presença de embarcação e local de apoio em terra. Foram realizados um experimento piloto e dois outros experimentos neste reservatório, porém apenas no experimento-piloto foram encontrados os florescimentos necessários para o desenvolvimento deste trabalho. Como o reservatório de Salto Grande passou a ter um comportamento inadequado ao estudo, optou-se pelo reservatório de Ibitinga (SP), a partir da informação de que este vinha sofrendo episódios de florescimento de organismos fitoplanctônicos na época da coleta de dados.



Figura 3.1: Fluxograma da metodologia do trabalho

Situado no médio Tietê e tendo como limites as barragens da Usina Hidrelétrica Álvaro de Souza Lima (Bariri), a montante, e da Usina Hidrelétrica Mário Lopes Leão (Promissão), a jusante, o Reservatório da Usina Hidrelétrica de Ibitinga localiza-se na região central do Estado de São Paulo (**Figura 3.2**). O Reservatório se encontra em um sistema denominado como cascata, em função da ocorrência de outros reservatórios no rio Tietê (LUZIA, 2004). Recebe aporte de materiais orgânicos e inorgânicos de seu entorno, caracterizado pelo predomínio de pastagens e restritas áreas de capoeira e reflorestamento, ao lado de expressivas zonas de cultivos de cana-de-açúcar e citricultura, que se desenvolvem do trecho médio até as cabeceiras dos seus principais afluentes, o rio Jacaré-Guaçu e o rio Jacaré-Pepira (GUIMARÃES JÚNIOR E LEOPOLDO, 1996).

A extensão aproximada da represa é de 70 km no Rio Tietê, 25 km no Rio Jacaré-Guaçu e 25 km no Rio Jacaré-Pepira. As suas principais características encontram-se na **Tabela 3.1**.

Data do final da construção	1969	
Área da Bacia Hidrográfica	43.500 km <sup>2</sup>	
Capacidade geradora	131,49 MW	
Latitude no Dique	21°45' S	
Longitude	48° 59 W	
Área inundada	114 km <sup>2</sup>	
Tempo de retenção	21,6 dias	
Profundidade Média	9 m	
Volume útil	$5,6 \ge 10^7 \text{m}^3$	
Vazão Média	525 m <sup>3</sup>	

 Tabela 3.1. Características do reservatório de Ibitinga.

## FONTE: CESP (1989).





Fonte: Atlas das Unidades de Conservação Ambiental do Estado de São Paulo.

#### 3.2 Obtenção de dados em campo

Foram adquiridos dados de alta resolução espectral no Reservatório de Ibitinga (SP), durante cinco dias: dia 24/10/2005 (estações 1 a 3; entre 14 e 15h), dia 25/10/2005 (estações 4 a 17; entre 10 e 15h), dia 26/10/2005 (estações 18 a 32; entre 10 e 14h), dia 27/10/2005 (estações 33 a 45 (entre 11 e 15:30) e dia 28/10/2005 (estações 46 a 51; entre10:30 e 12:30). As coletas aconteceram durante o horário brasileiro de verão. A inclinação solar foi o fator mais importante na determinação dos horários de medição, porque afeta diretamente os dados de radiometria. Além deste critério, também foi considerada a disponibilidade de tempo para reconhecimento do local (no primeiro dia), montagem e desmontagem de equipamentos e realização das medições em tanque nas margens do reservatório.

Considerando-se a hipótese e os objetivos deste trabalho, as coletas e medições não foram condicionadas a datas de passagem de satélites ou aos critérios de amostragem usuais em trabalhos de análise temporal e/ou espacial. A representatividade dos dados, neste caso, não dependia de repetições de trabalhos de campo em diferentes datas, porque o pressuposto do trabalho é justamente de que o comportamento espectral de cada gênero não muda de acordo com local ou estações do ano, mas sim de acordo com a composição e concentração de pigmentos e com a densidade. A metodologia de coleta, portanto, foi direcionada apenas à obtenção de um número de amostras consistente para análises posteriores (51).

#### 3.2.1 Localização e determinação das estações amostrais

Com o uso de uma lancha a motor, foram feitas medições 51 estações amostrais (**Figura 3.3**). A determinação das estações foi feita com o auxílio de bóias de navegação e de um aparelho GPS Garmim III Plus. As coordenadas geográficas de cada estação amostral enecontram-se no **Apêndice A**. Procurou-se fazer as medições em pontos que representassem um gradiente de diferentes concentrações de clorofila, com ênfase para os pontos mais eutrofizados do reservatório.



Figura 3.3: Localização das estações amostrais.
# 3.2.2 Determinação do "Fator de Reflectância Bidirecional" (FRB)

Todos os experimentos radiométricos discutidos neste trabalho foram realizados usando-se o aparelho ASD FieldSpec Hand Held, que opera na faixa de 325 a 1075 nm. Somente os comprimentos de onda no intervalo entre 400 nm e 900 nm foram considerados, devido à baixa relação sinal/ruído para comprimentos de onda localizados fora desta faixa.

Para análise dos dados radiométricos deste trabalho, foi obtido o "fator de reflectância bidirecional" (FRB). O "fator de reflectância" é a razão entre a radiância da amostra (La, $\lambda$ ) e a radiância de uma superfície lambertiana ideal (Lr, $\lambda$ ), nas mesmas condições de iluminação e observação. Este fator é considerado bidirecional quando os ângulos sólidos envolvidos na medição são menores que 20° (DEERING, 1989, DUGGIN E PHILIPSON, 1982, MILTON et al., 1995).

Os experimentos radiométricos foram divididos em três etapas:

- 1. Medição "in situ": obtenção do FRB da superfície da água nos 51 pontos de amostragem.
- 2. Medições do fator de reflectância para diferentes alíquotas da amostra, colocadas seqüencialmente em tanque projetado para este experimento.
- Medição do fator de reflectância de filtros contendo amostras de água das estações amostrais.

# 3.2.2.1 Medição do FRB da superfície da água

As medições foram feitas em todas as 51 estações amostrais. Para cada estação, foram feitas a calibração com a placa de referência e pelo menos 3 medições sucessivas do FRB da água, para que fosse possível descartar espectros com problemas durante a análise dos dados. A variação no aspecto visual das estações pode ser observada em

fotografias de cada ponto de coleta, mostradas no **Apêndice B**. As características dos espectros medidos e suas correlações com dados de campo e de laboratório serão discutidas nos capítulos seguintes.

## 3.2.2.2 Medição do FRB de alíquotas de amostras adicionadas em um tanque

O estabelecimento da metodologia de determinação do FRB de amostras em tanque foi feito durante experimentos-piloto realizados no Reservatório de Salto Grande (Americana, SP), sofrendo alterações de acordo com os resultados verificados.

O planejamento inicial previa que as amostras fossem coletadas *in situ* e transportadas a um laboratório (sala escura). Seriam adicionadas alíquotas destas amostras a um recipiente também escuro. O pressuposto deste procedimento seria a obtenção do FRB sob condições controladas de iluminação, geometria de obtenção dos dados e com concentrações de clorofila conhecidas.

Para realização dos experimentos radiométricos em laboratório, inicialmente foram testados aquários de vidro pintados com tinta preta, conforme o desenho esquemático da **Figura 3.4**. Esta opção foi descartada porque, com o uso, desprendem-se placas de tinta, alterando a resposta do líquido no interior do aquário. A tentativa seguinte foi envolver os aquários com pano preto, porém o tecido libera pigmentos na água, se colocado no interior do aquário na resposta espectral. Além destes problemas, verificou-se que o sinal obtido com o recipiente de fundo preto era muito baixo. Foram testados revestimentos com papel alumínio amassado para melhorar a intensidade do sinal medido. Esta alternativa foi testada devido à sua eficiência em medições de amostras de sedimentos (NOVO et al., 1989, CURRAN e NOVO, 1988), mas não apresentou resultados satisfatórios para as amostras deste trabalho, porque o sinal medido representou apenas uma atenuação da fonte de iluminação utilizada.

Outra dificuldade encontrada nesta etapa foi o processo de esvaziar e encher o aquário de 50 L para cada amostra a ser medida. Inicialmente, o procedimento foi realizado

apenas com auxílio de balde, tanto para esvaziar o aquário com amostra diluída quanto para enchê-lo novamente com água limpa. Este procedimento, além de pouco operacional, torna a etapa extremamente demorada, o que não é desejável para medir amostras de fitoplâncton, que apresentam alteração do seu estado fisiológico ao longo do tempo. Temporariamente o aquário de vidro foi substituído por uma caixa de isopor, também de 50 L, com orifício de escoamento. Para as etapas seguintes, considerando as dificuldades encontradas, projetou-se um tanque em fibra de vidro, com as características desejáveis para a condução do experimento. O material, fibra de vidro, é o mais viável por ser leve, facilitando seu transporte para diferentes lugares, dentro e fora do laboratório. As dimensões foram projetadas de modo que o tanque ficasse em formato cilíndrico com capacidade para 50 L de água. O projeto do tanque incluiu rodas para facilitar movimentação do tanque quando estivesse cheio, e, também, fundo inclinado e torneira para facilitar o escoamento da água. O interior do tanque foi pintado com tinta preta fosca, para evitar interferência das paredes na resposta espectral. A geometria de aquisição de dados com o novo tanque é mostrada em desenho esquemático na Figura 3.5 e a foto do tanque é mostrada na Figura 3.6.



Figura 3.4: Desenho esquemático da geometria de aquisição de dados planejada originalmente.



Figura 3.5: Desenho esquemático da geometria de aquisição de dados com o uso de tanque em fibra de vidro.



Figura 3.6: Tanque para análises radiométricas.

Para o Reservatório de Ibitinga, os experimentos com uso do tanque foram feitos ao ar livre, em duas etapas: a primeira no dia 26/outubro/2005 (Tanque A, denominado TA) e a segunda no dia 28/outubro/2005 (Tanque B, denominado TB). Foram coletados galões com aproximadamente 8 L de amostra do ponto mais eutrofizado do reservatório nos dias citados. Este material foi coletado em estações amostrais onde foram também medidos o FRB da superfície da água e as variávies físico-químicas. Para os espectros do Tanque A, as medições foram feitas na margem do reservatório, com iluminação solar natural. Para os espectros do Tanque B, os galões foram levados para São Carlos devido a condições de nebulosidade na região do reservatório, na tarde do último dia de coleta (28/10/05). Em São Carlos, ainda na mesma tarde, as medições foram feitas com luz natural e artificial.

Foram adicionadas alíquotas de amostra em quantidades conhecidas de água dentro do tanque e mediram-se os espectros para cada adição realizada.

Para cada um dos tanques, foram guardadas amostras preservadas em lugol acético para posterior identificação do fitoplâncton. Também foram medidas as concentrações de clorofila para cada alíquota de amostra acrescentada à água do tanque.

## 3.2.2.3 Medição do FRB dos filtros

Após a filtragem de amostras do reservatório ou do tanque em filtros Whatman GF/F, foi feita a medição do FRB destes filtros, para comparação entre as diferentes medidas. Procurou-se verificar se o FRB dos filtros secos seria representativo do FRB das amostras "in situ". Em caso afirmativo, a possibilidade de uso dos filtros no lugar de amostras líquidas facilitaria uma das etapas iniciais previstas para este trabalho, a qual envolvia medições do FRB de análises coletadas em campo e transportadas até um laboratório (sala escura).

# 3.2.3 Variáveis físico-químicas

As variáveis físico-químicas pH, temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg.L<sup>-1</sup>) e condutividade elétrica da água (mS.cm<sup>-1</sup>) foram medidas *in situ*, em cada uma das 51 estações descritas, com auxílio de uma sonda multiparâmetros da marca Horiba. A profundidade do reservatório foi determinada por sonda de profundidade acoplada ao sistema de navegação do barco. Os dados completos sobre os pontos amostrados, as variáveis físico-químicas e a concentração de clorofilas a, b e c e feoftina estão listados no **Apêndice A.** 

# 3.2.4 Coleta de amostras para análise posterior em laboratório

Para cada ponto de medida espectral, foram determinadas as variáveis físico-químicas descritas no item **3.2.3** e coletadas amostras para análise taxonômica em laboratório.

O material destinado às análises radiométricas foi acondicionado em frascos plásticos e o material destinado à análise taxonômica foi coletado em frascos de vidro. As amostras dos frascos de vidro foram fixadas com duas gotas de solução de lugol acético, para preservação, e, em seguida, os frascos foram envolvidos em embalagem de papel pardo, também com a finalidade de preservação, seguindo procedimento adotado por Calijuri et al (1999).

Os utensílios usados na coleta e armazenamento das amostras foram lavados previamente com água comum e água destilada, e, no momento da coleta, foram lavados uma vez com a água das amostras e, em seguida, preenchidos com o material amostral. Os frascos usados na coleta foram devidamente etiquetados e foi registrada a localização da estação amostral, para controle posterior.

Ainda em campo, parte do material coletado foi filtrada em filtros Whatman GF/C, com o auxílio de uma bomba de vácuo manual. Os filtros contendo amostra seca foram colocados em sacos de papel devidamente identificados, para uso posterior nas medições de concentração de pigmentos.

Durante todos os dias de coleta houve sol, poucas nuvens e temperaturas altas. Na tarde do último dia, com a fase de coleta encerrada, houve presença de nuvens. Os mapas com informações climatológicas sobre a data da coleta encontram-se no **Anexo B**.

## 3.3 Obtenção de dados em laboratório

## 3.3.1 Pigmentos

As amostras de cada estação foram filtradas *in situ*, com auxílio de uma bomba de vácuo manual, em filtros GF/C com porosidade de 0,45 µm. Os volumes das amostras a serem filtradas foram determinados individualmente, de acordo com a concentração estimada pelo aspecto visual. Todos os valores foram devidamente anotados para consideração no cálculo final da concentração. Os filtros secos foram colocados em envelopes de papel e estes em frasco escuro com sílica gel, em local de baixa temperatura e protegido da luz.

# 3.3.2 Identificação e contagem

As amostras coletadas *in situ* foram fixadas com lugol acético (2KI:1I:2ácido acético), acondicionadas em frascos envolvidos por papel pardo e levadas para análise no "BIOTACE" (Laboratório de Biotoxicologia de Águas Continentais e Efluentes, localizado no campus de São Carlos da Universidade de São Paulo).

A identificação e a contagem do fitoplâncton (método de sedimentação) foram realizadas em microscópio binocular invertido (400x). Para a determinação quantitativa do fitoplâncton, foi utilizado o método de Uthermohl (1958), citado por Wetzel e Likens (1991). O número de indivíduos foi calculado segundo Wezel e Likens (1991), sendo a unidade fundamental de contagem o campo do microscópio. O número de campos contados foi obtido através da curva de estabilização (100 campos).

Os táxons encontrados estão listados integralmente no Apêndice D.

# 3.4 Análises dos dados obtidos

# 3.4.1 Análises das características limnológicas

# 3.4.1.1 Densidade

A densidade (indivíduos/mL) foi determinada pelo método descrito em APHA (1985), utilizando-se a seguinte fórmula:

# D (ind/mL) = C\*AT/AF\*F\*V

onde D = densidade dos organismos; C = número de indivíduos contados;  $AT(mm^2)$  = volume total da câmara de sedimentação; AF (mm<sup>3</sup>) = volume do campo de contagem; F = número de campos contados e V(mL) = volume da amostra sedimentada.

A porcentagem de contribuição das classes foi calculada em relação à densidade total encontrada em cada estação amostrada, pela fórmula:

$$PCC = (Dc/Dt) * 100$$

onde PCC = porcentagem de contribuição da classe; Dc = densidade de cada classe; Dt = densidade total.

# 3.4.1.2 Abundância e dominância

A abundância relativa foi calculada a partir do número de indivíduos encontrado para cada espécie em relação ao número total de indivíduos de cada amostra, seguindo a classificação de McCullough e Jackson (1985):

- Dominantes: 50 a 100% de abundância relativa
- Abundantes: 30 a 49% de abundância relativa
- Comuns: 10 a 29% de abundância relativa
- Ocasionais: 1 a 9% de abundância relativa
- Raros: <1% de abundância relativa</li>

# 3.4.2 Variáveis físico-químicas

# 3.4.3 Pigmentos

Em laboratório, foi utilizada a metodologia de Nush e Palme (1975) e Nush (1980), em que a extração de pigmentos foi feita com solução de etanol 80% a quente.

Foram determinados os pigmentos usualmente medidos em amostras de água, clorofilaa, clorofila-b e clorofila-c, e, também, feoftina, pigmento relacionado ao estado de senescência do fitoplâncton. Como nesta etapa do trabalho ainda não era conhecida a composição de gêneros das amostras, não foi planejada a determinação de outros pigmentos. Posteriormente foi verificada a dominância de cianobactérias nas amostras, porém não havia mais material disponível para a determinação de ficocianina, pigmento diagnóstico desta classe.

# 3.4.4 Análises das características espectrais

# 3.4.4.1 Agrupamentos

Como os espectros medidos apresentam um intervalo muito grande de valores, houve necessidade de se agrupar espectros com características em comum para verificar detalhes de cada grupo.

## 3.4.4.1.1 Agrupamentos com base na posição do pico de maior reflectância

Considerando-se a posição do pico de maior magnitude, os espectros medidos no Reservatório de Ibitinga podem ser separados em três grupos:

- a) grupo com máximo espectral na região do verde
- b) grupo intermediário, com pouca diferença de magnitude entre os dois picos principais e
- c) grupo com máximo espectral na região do infravermelho próximo.

A descrição de cada um dos grupos encontra-se no Capítulo 4.

Considerando-se estes três grupos, os mínimos espectrais variaram entre 676 nm e 699 nm na região do vermelho e, na região do infravermelho próximo, os máximos espectrais variaram entre 700 nm e 815 nm.

Para verificar detalhes desta variação, os espectros foram agrupados de acordo com a concentração de clorofila, que é uma variável de forte influência sobre o FRB medido para as amostras de Ibitinga.

#### 3.4.4.1.2 Agrupamentos com base na concentração de clorofila

De acordo com os trabalhos citados no item 5.1, sabe-se que o FRB é influenciado pela concentração de clorofila das amostras. Para verificar detalhes desta influência, as amostras foram agrupadas em vários intervalos de concentração de clorofila, e, para

cada grupo, foram determinados os valores médios e máximos de reflectância nas regiões espectrais do visível e do infravermelho próximo.

# 3.4.4.1.3 Agrupamentos através do método K-means

Também com o objetivo de auxiliar na identificação de amostras de água com características espectrais semelhantes, foram feitos agrupamentos dos 51 espectros pelo método *K-means*. Foram obtidos quatro grupos com comportamentos espectrais e concentração de clorofila distintos. Estes agrupamentos foram realizados no *software* Matlab 6.5.

## 3.4.4.2 Correlação simples com o FRB

Na tentativa de identificar as posições espectrais de maior correlação com as variáveis ambientais, os espectros de reflectância dos 51 pontos amostrados foram correlacionados com algumas variáveis medidas. Os resultados são apresentados no **Capítulo 6**.

## 3.4.4.3 Razões espectrais

Também **no Capítulo 6** são mostrados os resultados de razões de reflectância entre duas bandas, entre dois compirimentos de onda, e, também, da razão entre a diferença e a soma de determinadas regiões espectrais para fazer estimativas da concentração de clorofila. O uso de razões é um modo de minimizar efeitos espectrais sobrepostos para diferentes substâncias (Dekker, 1993). Idealmente, uma razão de reflectância espectral deveria conter um comprimento de onda correspondente a valores altos de reflectância e outro correspondente a valores altos de absorção para a substância de interesse. Neste trabalho foram esplorados todos os comprimentos de onda entre 400 e 900 nm.

# 3.4.4.3.1 Imagens

Considerando os resultados experimentais desta pesquisa, foram selecionadas algumas cenas dos satélites Landsat, referentes à região do Reservatório de Ibitinga, para processamento. Nestas imagens foi delimitada a região do reservatório, e, em seguida, foram criados vários produtos, orientados pelo conhecimento resultante da pesquisa, para verificar a possibilidade de monitoramento de florescimentos de algas através de dados orbitais. As imagens são mostradas no **Capítulo 6**.

Foram feitas composições coloridas normais para ilustrar o reservatório em cores verdadeiras, possibilitando uma interpretação mais intuitiva dos locais cuja cor verde é um indicador da presença de florescimentos, e, também, composições para realce em verde da resposta espectral no infravermelho próximo. Esta resposta, de acordo com resultados deste trabalho, caracterizaria situações de intenso florescimento de fitoplâncton. Também de acordo com os resultados obtidos, foi aplicado o "NDVI", para verificar a potencialidade de uso deste índice em imagens para detectar florescimentos de grande escala.

As imagens do satélite Landsat analisadas neste trabalho incluem os sensores TM e ETM e referem-se aos anos de 2001, 2003, 2006, 2007 e 2008. Não foi possível analisar imagens de data próxima à da coleta (outubro/2005), mas, nas outras imagens, procurou-se selecionar imagens sem nuvens com data próxima ao mês de outubro.

## 3.4.4.3.2 Simulação com sensores

Os resultados deste trabalho apontaram algumas regiões espectrais com potencial de informação sobre o fitoplâncton. Para verificar a aplicação deste conhecimento em dados orbitais, foi feita uma simulação da resposta de diferentes sensores para a relação NIR/R, indicativa de aumentos na concentração de clorofila. A partir dos dados radiométricos medidos no Reservatório de Ibitinga, foi calculada a razão NIR/R, usando a largura e o posicionamento das bandas compatíveis com os sensores TM, WFI/Cbers e

MODIS. Os resultados são mostrados no **Capítulo 6**, na seqüência do item sobre razões espectrais.

## 3.4.4.4 Análise derivativa

A análise derivativa de espectros de reflectância tem sido usada em dados hiperespectrais para eliminar sinais de fundo, resolver feições espectrais sobrepostas e melhorar o contraste espectral, aumentando, deste modo, a acurácia da estimativa da informação sobre o alvo (ZHANG et al, 2004).

Neste trabalho, foram aplicadas as derivadas de primeira e segunda ordem aos espectros do reservatório de Ibitinga, seguidas de análises de correlação com as demais variáveis medidas. Os resultados são mostrados no **Capítulo 6**.

# 3.4.4.5 Remoção do contínuo

O contínuo aparente é uma função matemática usada para análise de uma determinada feição de absorção do espectro. O contínuo representa a absorção devida a diferentes processos em um material específico ou o efeito conjunto da absorção de diferentes materiais presentes em uma determinada amostra (CLARK e ROUSH, 1984). Esta técnica, portanto, permite que se remova o componente do sinal causado por substâncias que estão presentes na amostra e que não são objetos de estudo.

Para aplicação da técnica de remoção do contínuo (RC) aos dados deste trabalho foram selecionados 3 conjuntos de espectros:

- a) Grupo "Todos" (todos os 51 pontos amostrais),
- b) Grupo 2, gerado pelo método K-means,
- c) Grupo 3, gerado pelo método K-means.

Os grupos 2 e 3 foram selecionados por apresentarem maior número de amostras (11 e 27) respectivamente. Os demais grupos gerados pelo K-means (grupos 1 e 4, com 6

amostras cada) não foram testados porque o número de amostras dificultaria a realização posterior de uma análise estatística confiável.

A cada um destes grupos a RC foi aplicada com a delimitação de cinco intervalos espectrais diferentes:

- a) 400-472 nm, região que compreende bandas de absorção com base em análise visual;
- b) 630-720 nm, região que compreende bandas de absorção com base em análise visual;
- c) 450–480 nm, correspondendo à faixa do azul no espectro eletromagnético (Slater, 1980)
- d) 630-700 nm, correspondendo à faixa do vermelho no espectro eletromagnético (Slater, 1980)
- e) intervalo de 400-900 nm, compreendendo as regiões do visível e infravermelho próximo analisadas neste trabalho.

A aplicação da RC foi feita no *software* ENVI 4.2 e a análise dos dados através de correlogramas das concentrações de clorofila-a com os espectros sem RC e com RC, com identificação dos comprimentos de onda que apresentaram as maiores correlações nos intervalos determinados para os três conjuntos descritos.

Os correlogramas correspondentes aos cinco intervalos determinados e aos três grupos testados são apresentados no **Apêndice E** e os resultados são discutidos no **Capítulo 6.** 

# 3.4.4.6 Mapeamento por ângulo espectral

O mapeamento por ângulo espectral é um algoritmo que determina semelhanças em curvas espectrais e espectros de referência, cujas propriedades ópticas são previamente conhecidas. O método tem como base o cálculo do ângulo geométrico entre as duas curvas espectrais, tratando-as como vetores. O tratamento computacional consiste em medir o arco-coseno dos espectros. Cada amostra pertencerá à classe cuja distância em relação ao espectro de referência for mínima. Entretanto, o desempenho do algoritmo

depende diretamente da escolha do conjunto de dados de treinamento (espectros de referência), o que dificulta o seu uso para análise de águas continentais (KRUSE, 2003; CARVALHO, 2003). Em ambientes aquáticos, o mapeamento por ângulo espectral foi aplicado a bibliotecas espectrais modeladas para diferenciar recifes de corais (VAHTMÄE et al.; 2006).

Neste trabalho, esta técnica foi aplicada ao conjunto de dados para verificação do potencial de separabilidade através de características taxonônicas, com resultados apresentados no **Capítulo 7**.

# 4 ESTABELECIMENTO DO CONJUNTO DE DADOS E DOS AGRUPAMENTOS A SEREM ANALISADOS

## 4.1 Definição do conjunto de dados a ser analisado

Como citado no **Capítulo 3**, foram obtidos 3 conjuntos de dados de experimentos radiométricos referentes a Reservatório de Ibitinga:

- a) FRB de amostras adicionadas a um tanque
- b) FRB de filtros contendo amostras de água das estações amostrais
- c) FRB da superfície da água nos 51 pontos de amostragem

De acordo com os resultados apresentados a seguir, foi selecionado o melhor conjunto de dados para realização das análises posteriores.

## 4.1.1 FRB de amostras adicionadas a um tanque

Como descrito no **Capítulo 3**, os experimentos com uso do tanque foram feitos em dois dias diferentes, recebendo a denominação de TA (Tanque A, **Figura 4.1**) e TB (Tanque B, **Figura 4.2**).

Tanto em TA quanto em TB, percebeu-se que os espectros não obedeceram a uma relação linear de acordo com o aumento na concentração de amostra. Para TA, as adições de 10 ml e 25 ml (completando 35 ml no total do volume de amostra acrescentada à água limpa do tanque) apresentam espectros similares ao da água limpa. A partir de 75 ml de amostra acrescentados à água, é possível ver um espectro diferenciado, porém os espectros para 1075 mL e 1575 mL também são similares, apesar da diferença de concentração. Para o Tanque B, os valores do espectro para 700 mL são maiores que os valores para 1.000 mL.

As Tabelas 4.1 e 4.2. mostram as concentrações de clorofila para cada alíquota de amostra acrescentada à água do tanque. Na Tabela 4.1, referente ao "Tanque A", é possível observar que há um aumento substancial na concentração de clorofila-a entre a primeira e a última adição de alíquotas de amostra ao tanque, variando de 88 a 17.390 mg.m<sup>-3</sup>. As concentrações das amostras intermediárias, porém, mostram que este aumento não é linear, principalmente para a amostra "TA-1575 mL", que ultrapassou a concentração da última alíquota. Estes valores indicam uma forte deficiência na homogeneização da amostra no tanque, sugerindo especial atenção a este aspecto da metodologia em trabalhos futuros. No "Tanque B" ocorreu situação semelhante quanto ao aumento não-linear da concentração de clorofila-a, pois foi empregado o mesmo método de homogeneização (manual, com auxílio de uma pá). As concentrações de feoftina aumentaram em razão do tempo decorrido entre o início e o final de cada experimento.



Figura 4.1: Espectros de reflectância medidos para o Tanque A.



Figura 4.2: Espectros de reflectância medidos para o Tanque B.

Amostra	Clorofila a	Clorofila b	Clorofila c	Feoftina
	(ug/L)	(ug/L)	(ug/L)	(ug/L)
Tanque A-35 mL	87,98	0	3,40	0,0013
Tanque A-75 mL	356,06	0	13,88	0,0108
Tanque A-175 mL	662,30	0	26,10	0,0024
Tanque A-375 mL	1.700,61	0	85,36	0,0000
Tanque A-675 mL	1.953,58	0	104,68	0,0000
Tanque A-1075 mL	2.911,35	0	145,12	0,0249
Tanque A-1575 mL	30.949,89	0	1.740,10	0,6553
Tanque A-2175 mL	12.796,10	0	602,43	0,0000
Tanque A-2875 mL	12.698,21	0	667,83	0,0000
Tanque A-3675 mL	9.870,66	0	364,50	13,2762
Tanque A-4575 mL	13.079,08	0	664,54	38,1825
Tanque A-5575 mL	17.043,92	0	878,36	77,2474
Tanque A-7575 mL	17.389,68	0	1.939,43	344,3805

**Tabela 4.1:** Determinação das clorofilas a, b, c e feoftina para as amostras diluídas no<br/>Tanque A.

Amostra	Clorofila a	Clorofila b	Clorofila c	Feoftina
	(ug/L)	(ug/L)	(ug/L)	(ug/L)
Tanque B-100 mL	507,10	0	18,88	0,5347
Tanque B-200 mL	513,48	0	18,66	0,0000
Tanque B-300 mL	1.092,13	0	38,08	0,6729
Tanque B-400 mL	1.717,85	0	46,56	1,9333
Tanque B-500 mL	1.147,96	0	3,77	1,1475
Tanque B-600 mL	1.890,66	0	69,89	0,0282
Tanque B-700 mL	1.787,78	0	21,31	0,0468
Tanque B-800 mL	2.536,39	0	120,14	0,0163
Tanque B-900 mL	613,99	0	21,55	0,0671
Tanque B-1000 mL	1.403,70	0	56,55	0,2428
Tanque B-1250 mL	1.938,76	0	85,27	0,7004
Tanque B-1750 mL	803,87	0	32,88	0,0000
Tanque B-2250 mL	1.665,06	0	81,38	0,3718
Tanque B-3000 mL	6.590,54	0	310,44	0,0884
Tanque B-4500 mL	8.004,35	0	366,23	0,0944
Tanque B-5500 mL	12.619,68	0	688,04	0,8335

**Tabela 4.2:** Determinação das clorofilas a, b, c e feoftina para as amostras diluídas no<br/>Tanque B.

# 4.1.2 FRB de filtros contendo amostras de água das estações amostrais

Os espectros de reflectância dos filtros com amostras filtradas "in situ" são mostrados na **Figura 4.3.** Espectros individuais são mostrados na **Figura 4.4**, para o ponto 14 e na **Figura 4.5** para o ponto 39.

É possível observar nestas figuras que, para pontos eutrofizados do reservatório, como a estação 14, o espectro do filtro reproduz o espectro medido "in situ" no formato e na magnitude da curva. Porém, para pontos com menor concentração de fitoplâncton, como a estação 39, há uma diferença expressiva entre os espectros medidos "in situ" e os espectros dos filtros.

Também foi medido o FRB de filtros com amostras do "Tanque B". A **Figura 4.6** mostra os espectros de todos os filtros referentes ao "Tanque B" e a **Figura 4.7** ilustra a diferença entre os espectros medidos no tanque e no filtro, através da comparação dos espectros referentes à alíquota de 900 mL de amostra adicionada ao tanque. Também nesta situação os espectros dos filtros não foram condizentes com os espectros originais, desestimulando, portanto, o aprofundamento destas análises.



Figura 4.3: Espectros de reflectância dos filtros com amostras do Reservatório de Ibitinga.



Figura 4.4: Espectros de reflectância do ponto 14 e do filtro referente ao ponto 14.



Figura 4.5: Espectros de reflectância do ponto 39 e do filtro referente ao ponto 39.



Figura 4.6: Espectros de reflectância para os filtros do Tanque B.



Figura 4.7: Espectros de reflectância do Tanque B (TB-900 mL) e do filtro referente à amostra TB-900 mL.

A análise dos espectros de reflectância dos filtros e das simulações de concentração em condições de iluminação natural (Tanque A) e artificial (Tanque B) apresentaram limitações devido à discrepância para as mesmas concentrações de fitoplâncton entre os espectros dos filtros, das simulações "Tanque A" e Tanque B" e dos espectros obtidos "in situ". A análise da estabilidade destes espectros quanto aos intervalos de concentração de clorofila e aos dados correspondentes de reflectância indicaram a necessidade de limitar a análise a conjunto de dados obtidos "in situ", reservando-se as análises com tanque e filtros para trabalhos futuros.

# 4.1.3 FRB da superfície da água

A **Figura 4.8** mostra todos os espectros de reflectância da superfície da água, medidos *in situ* no reservatório de Ibitinga. É possível observar que há uma grande amplitude de valores, dificultando a representação em gráfico devido à impossibilidade de visualização de alguns espectros por questões de escala.



Figura 4.8: Espectros de reflectância da superfície da água para todas as estações de amostragem do reservatório.

Como descrito na metodologia, os pontos amostrados no reservatório foram escolhidos visualmente, de modo que fosse possível formar um gradiente de concentração de clorofila. Houve a preocupação de explorar todo o reservatório, com a ajuda de bóias e aparelhos "GPS", mas sempre contemplando amostras com aspectos diferentes visualmente e dando ênfase para locais com florescimento excessivo de fitoplâncton, uma vez que este era o pressuposto do trabalho para avaliar o potencial de discriminar gêneros fitoplanctônicos. Os espectros de reflectância, mostrados na **Figura 4.9**, confirmam os gradientes observados em campo.

Todas as amostras apresentam várias feições em comum, entre elas um pico na região do verde, por volta de 570 nm, correspondendo ao mínimo espectral para a absorção de clorofila. O pico na região do infra-vermelho, entretanto, teve magnitude maior do que o pico na região do verde em algumas amostras e a forma do espectro assemelhou-se mais ao que seria esperado para vegetação terrestre do que para populações fitoplanctônicas. Estas amostras correspondem a regiões extremamente eutrofizadas, em que o espectro na região do infravermelho é mais influenciado pelo espalhamento das células fitoplanctônicas do que pela absorção de energia pela água nesta mesma região. Situações parecidas foram relatadas por Kutser (2004) em coletas no Golfo da Finlândia, onde as cianobactérias formaram uma "espuma espectralmente similar à vegetação terrestre". Esta espuma é descrita por Kutser (2004) como uma "densa mistura semelhante a uma sopa" e classificada por ele como o último estágio de florescimento de cianobactérias do ponto de vista óptico.

Com o aumento da densidade, as células atuam como espalhadoras porque há pouca probabilidade de a radiação interagir diretamente com a superfície da água. Por isso, neste estágio de florescimento, há pouca ou nenhuma informação sobre a camada de água abaixo da espuma fitoplanctônica.



Figura 4.9: Espectros, fotografias e variáveis de algumas estações amostrais. – Continua.



Figura 4.9: Conclusão.

Os valores de clorofila medidos em espumas de superfície para os quais os espectros de reflectância foram publicados variam entre 350 mg.m<sup>-3</sup> (Jupp et al. (1994) citado por Kutser, 2004) e 894 mg.m<sup>-3</sup> (Quibell, 1992). Galat e Verdin (1989) não publicaram dados de reflectância, mas encontraram concentrações de até 9.790 mg.m<sup>-3</sup> de clorofila (média de 468 mg.m<sup>-3</sup>) e densidades de até 3,5 x 10<sup>6</sup> células.mL<sup>-1</sup> em um florescimento de cianobactérias nos Estados Unidos. Estes valores, se comparados aos valores listados no Capítulo 3, confirmam que muitos pontos amostrados no Reservatório de Ibitinga apresentavam esta situação de "espuma". A **Figura 4.9** mostra dados comparativos de diferentes regiões amostradas no Reservatório.

A maioria dos espectros medidos no Reservatório de Ibitinga mostra características citadas na literatura (Dekker, 1993; Gons et al., 1992; Kutser, 2004; Kutser et al., 2006; Metsamaa et al., 2006;. Reinart e Kutser, 2006; Randolph, 2007; Simis et al., 2007; Vahtmäe et al., 2006) para espectros de águas dominadas por cianobactérias: uma feição de absorção próxima a 630 nm, causada pela ficocianina, um pico próximo a 650 nm e altos valores de reflectância por volta de 700 nm. Para espectros com concentrações muito altas de clorofila, como o da amostra 32, na **Figura 4.9**, a absorção em 630 nm e o pico em 650 nm são menos pronunciados e destacam-se os valores altíssimos a partir de 700 nm. Valores como os da amostra 32 não foram encontrados na literatura, portanto não há dados para comparação, mas o espectro é condizente com o aspecto visual e com a concentraçõe de clorofila medida.

Kutser (2004), usando dados medidos "in situ" e espectros de uma imagem do sensor Hyperion, não encontrou pico em 650 nm nos espectros de reflectância de cianobactérias em que a concentração de clorofila era menor que 10 mg.m<sup>-3</sup>. Para os mesmos dados, o pico se tornou claramente visível com a concentração de clorofila entre 30 mg.m<sup>-3</sup> e 50 mg.m<sup>-3</sup>. Nos dados obtidos no Reservatório de Ibitinga, este pico é visível mesmo em concentrações menores que 10 mg.m<sup>-3</sup>, como no ponto 39 (**Figura 4.9**). Quando ocorrem as espumas na superfície da água, os espectros mostram alta reflectância aproximadamente a partir de 700 nm e estes valores se mantêm altos em toda a região do infra-vermelho próximo, assim como verificado nos dados de Kutser (2004).

# 4.2 Agrupamentos de espectros

Como os espectros medidos apresentam um intervalo muito grande de valores, houve necessidade de se agrupar espectros com características em comum para verificar detalhes de cada grupo.

# 4.2.1 Agrupamentos com base na posição do pico de maior reflectância

Considerando-se a posição do pico de maior magnitude, os espectros medidos no Reservatório de Ibitinga podem ser separados em três grupos:

- d) grupo com máximo espectral na região do verde (Figura 4.10),
- e) grupo intermediário, com pouca diferença de magnitude entre os dois picos principais (Figura 4.11) e
- f) grupo com máximo espectral na região do infravermelho próximo (Figura 4.12).

Uma amostra foi descartada por apresentar um espectro discrepante dos demais, provavelmente devido a problemas de medição.



Figura 4.10: Grupo de espectros com magnitude máxima na região do verde.



Figura 4.11: Grupo de espectros com picos de magnitudes semelhantes nas regiões do verde e infravermelho próximo.



Figura 4.12: Grupo de espectros com magnitude máxima na região do infravermelho próximo.

Considerando-se estes três grupos, os mínimos espectrais variaram entre 676 nm e 699 nm na região do vermelho e, na região do infravermelho próximo, os máximos espectrais variaram entre 700 nm e 815 nm.

Para verificar detalhes desta variação, os espectros foram agrupados de acordo com a concentração de clorofila, que é uma variável de forte influência sobre o FRB medido para as amostras de Ibitinga.

# 4.2.2 Agrupamentos com base na concentração de clorofila

De acordo com os trabalhos citados no item 5.1, sabe-se que o FRB é influenciado pela concentração de clorofila das amostras. Para verificar detalhes desta influência, as amostras foram agrupadas em vários intervalos de concentração de clorofila, e, para cada grupo, foram determinados os valores médios e máximos de reflectância nas regiões espectrais do visível e do infravermelho próximo. A **Figura 4.13** mostra médias do Fator de Reflectância Bidirecional (FRB) para diferentes classes de clorofila.



Figura 4.13: Médias e máximos do Fator de Reflectância Bidirecional (FRB) referentes às médias de amostras agrupadas em diferentes classes de clorofila.

Como há uma amplitude grande para os valores do FRB, o gráfico da **Figura 4.13** mostra valores crescentes do FRB, proporcionais ao aumento na concentração de clorofila. Para analisar o comportamento dos espectros em uma mesma escala, na **Figura 4.14** os valores de cada banda espectral foram divididos pelo valor máximo do FRB para cada amostra, colocando todos os espectros em uma escala entre zero (representando o menor valor do FRB naquela amostra) e um (representando o maior valor do FRB naquela amostra).

Com os espectros normalizados desta forma, é possível notar que, aumentando a concentração de clorofila-a, a reflectância (1) diminuiu na região espectral do azul, (2) mostrou um pico menor na região do verde e (3) aumentou na região do infravermelho. Este comportamento também foi verificado por Arenz, et al. (1996) para amostras de fitoplâncton de oito reservatórios diferentes.



Figura 4.14: Médias e máximos do Fator de Reflectância Bidirecional (FRB) normalizado, referentes a médias de amostras agrupadas em diferentes classes de clorofila.

Arenz et al. (1996) também citam outros comportamentos espectrais encontrados em suas amostras:

- a) os picos no verde geralmente sobem gradualmente para um máximo por volta de 570 nm e caem abruptamente por volta de 600 nm, sendo que os reservatórios com menos clorofila tiveram as quedas mais acentuadas;
- b) para reservatórios ricos em fitoplâncton, o pico de reflectância próximo ao limite entre vermelho e infravermelho se deslocou na direção de comprimentos de onda mais longos com concentrações crescentes de clorofila-a.

Para o reservatório de Ibitinga, as amostras com concentração de clorofila-a de até 10 mg.m<sup>-3</sup> apresentaram o máximo do pico no verde bem próximo ou exatamente em 570 nm. Com o aumento da concentração de clorofila, entretanto, esta posição se desloca na direção de comprimentos de onda mais curtos, chegando a 551 nm para amostras contendo a partir de 150 mg.m<sup>-3</sup> de clorofila-a. Esta tendência de deslocamento do pico no verde não foi verificada por Arenz et al. (1996), provavelmente devido à diferente escala de valores analisados por eles (variando entre 0,8 e 62,6 mg.m<sup>-3</sup>), mas outros autores, como Schalles et al. (1998) e Gitelson (1999) citaram deslocamento semelhante ao observado para os dados de Ibitinga.

As médias das amostras de cada classe na região espectral do verde são mostradas na **Figura 4.15**. Nesta figura, as classes de 151 a 900 mg.m<sup>-3</sup> e 900 a 6000 mg.m<sup>-3</sup> parecem indistintas. Os limites de classes foram estabelecidos desta maneira para que houvesse um equilíbrio entre da quantidade de amostras incluídas em cada classe. Mesmo com o estabelecimento de outros limites de classes, permanecem algumas sobreposições de curvas, mas ainda assim é possível visualizar o aspecto geral do gráfico e o deslocamento na posição dos picos. A **Figura 4.16** reforça a interpretação da influência da concentração de clorofila-a na posição do pico de reflectância, para amostras com o pico principal na região do verde.



Figura 4.15: Picos na região espectral do verde para diferentes classes de clorofila (médias das amostras de cada classe).



**Figura 4.16:** Influência da concentração de clorofila-a (apresentada sob a forma de logaritmo neperiano) no deslocamento do pico de reflectância na região espectral do verde, com ajuste de linha de tendência. Neste gráfico foram consideradas amostras relativas à Figura 4.10 (pico de maior magnitude na região do verde).

O pico de reflectância na região do infravermelho próximo, mostrado na **Figura 4.17**, de maneira geral, seguiu a tendência verificada na literatura (Cho e Skidmore, 2006; Arenz et al., 1996; Boochs et al., 1990; Horler et al., 1980, 1983; Clevers et al., 2002) de deslocamento em direção a comprimentos de onda mais longos com o aumento na concentração de clorofila-a.



Figura 4.17: Influência da concentração de clorofila-a (apresentada sob a forma de logaritmo neperiano) no deslocamento do pico de reflectância na região espectral do verde, com ajuste de linha de tendência. Neste gráfico foram consideradas amostras relativas à Figura 4.12 (pico de maior magnitude na região do infravermelho próximo).

A importância de se considerar a região do infravermelho próximo em trabalhos relacionados ao fitoplâncton tem sido citada por vários autores. Gitelson (1992) mostra que a magnitude e a posição da reflectância máxima no infravermelho próximo (em aproximadamente 705 nm) podem ser usadas para estimar a concentração de clorofila. Quibell (1992) examinou as ligações entre a reflectância medida para diferentes gêneros de algas de água doce e concentrações de clorofila e descobriu que a reflectância

volumétrica na região do infravermelho próximo apresentou as melhores estimativas de concentração de clorofila. Rundquist (1996) e Mittenzwey et al. (1992) obtiveram altos valores de correlação entre a concentração de clorofila e a razão NIR/red. A aplicação desta razão para os dados deste trabalho será abordada no próximo capítulo.

A posição do ponto de inflexão da curva na região de transição do vermelho para o infravermelho (conhecida como REP \_ "red edge position") também pode fornecer informações sobre o alvo em estudo. Esta região é usada com freqüência em estudos de vegetais superiores para estimativas de mudanças no conteúdo de clorofila foliar e também de estresse da vegetação. Cho e Skidmore (2006) verificaram que o"REP" não é dependente unicamente do conteúdo de clorofila, mas também de outros efeitos como, no caso de vegetação terrestre, o estágio de desenvolvimento da folha, espessura da camada de folhas, conteúdo de água foliar ou interferência do material de fundo.

Não foram encontrados estudos relacionando o efeito do "REP" no fitoplâncton, mas é possível notar o deslocamento desta região para os dados deste trabalho. A **Figura 4.18** mostra os espectros normais e normalizados para algumas amostras comparativas. As amostras 14 e 50, em seu espectro normal, apresentam curvas distintas, apesar de ambas apresentarem altos valores de turbidez e de concentração de clorofilas a e c. A diferença entre elas está na concentração de feoftina (0,5 mg.m<sup>-3</sup> para a amostra 14 e 8,49 mg.m<sup>-3</sup> para a amostra 50), indicando a influência do estado fisiológico das células fitoplancônicas sobre a reflectância medida. No espectro normalizado, entretanto, amostras com diferentes valores de feoftina apresentam curvas quase sobrepostas na região do infravermelho próximo. No espectro normalizado ficam destacadas as diferenças nas posições de inflexão da curva, com distinção clara entre amostras com pico máximo no verde (4, 17 e 27) e amostras com pico máximo no infravermelho próximo (12,14,32 e 50).


**Figura 4.18:** Variações na posição do ponto de inflexão da curva na região de transição do vermelho para o infravermelho, para diferentes amostras do Reservatório de Ibitinga: a) FRB, b) FRB normalizado.

As diferentes regiões espectrais e a influência de variáveis biológicas e físico-químicas sobre o espectro medido serão analisadas por meio de algoritmos nos capítulos seguintes.

# 4.2.3 Agrupamentos através do método K-means

Para identificar as amostras de água com características espectrais semelhantes, foram feitos agrupamentos dos 51 espectros pelo método *K-means*. Foram obtidos quatro grupos com comportamentos espectrais e concentração de clorofila distintos (**Figura 4.19**). Estes agrupamentos foram realizados no *software* Matlab 6.5.



Figura 4.19: Espectros dos quatro grupos gerados pelo método K-means.

Na **Tabela 4.3** estão apresentadas as variações nas concentrações de clorofilas a e c, densidade e turbidez dos quatro grupos gerados. O grupo 4 representa estações amostrais com alto grau de eutrofização (como as estações 14 e 32) e por isto os valores de reflectância encontrados são mais altos que os demais, principalmente na região do infravermelho próximo, conforme discutido no capítulo anterior (radiometria).

		Média	Coeficiente de variação	Máximo	Mínimo
	GRUPO 1	1.857.572	133,62 %	5.223.684	169.562
	GRUPO 2	11.562.740	111,79 %	45.106.100	74.136
Densidade (Células.mL-1)	GRUPO 3	715.853	305,43 %	10.157.164	3.122
	GRUPO 4	82.140.506	132,84 %	274.845.283	11.649.645
	TODOS	11.599.309	347,76 %	274.845.283	3.121
	GRUPO 1	76,83	70,15	151,00	28,00
Turbidez (UNT)	GRUPO 2	103,27	60,33	230,00	32,00
	GRUPO 3	19,63	99,75	84,00	3,00
	GRUPO 4	262,67	71,72	560,00	121,00
	TODOS	74,10	75,57	560,00	3,00
	GRUPO 1	593,76	87,75	1.573,26	152,57
	GRUPO 2	1.441,83	58,68	2.661,50	377,33
Clorofila-a (mg.m <sup>-3</sup> )	GRUPO 3	119,59	189,23	1.177,18	6,14
	GRUPO 4	34.179,22	103,98	76.809,84	779,75
	TODOS	4.618,00	346,82	76.809,84	6,14
	GRUPO 1	22,79	94,12	61,47	6,24
	GRUPO 2	59,88	62,29	115,91	15,89
Clorofila-c (mg.m <sup>-3</sup> )	GRUPO 3	5,85	176,58	52,21	0,34
	GRUPO 4	1.812,40	883,69	4.758,20	0,00
	TODOS	240,00	370,42	4.758,20	0,00

**Tabela 4.3:** Médias, desvio padrão, máximos e mínimos de variáveis físico-químicas e<br/>biológicas para os grupos gerados pelo método K-means.

Como os dados da **Tabela 4.3** apresentam um intervalo grande de valores, é apresentado, em vez do desvio padrão, o coeficiente de variação. Este coeficiente

remove a influência da ordem de grandeza dos dados, facilitando a interpretação. É possível verificar que os valores do coeficiente de variação são altos, indicando pouca homogeneidade do conjunto de dados. Esta heterogeneidade foi provocada de acordo com o objetivo deste trabalho, explicado anteriormente, de coletar amostras que formassem um gradiente de concentrações, culminando nas amostras com grandes florescimentos de algas. Para os dados de turbidez de todos os grupos e clorofilas dos grupos 1 e 2, o coeficiente de variação foi menor que 100%, indicando a porcentagem em que o desvio padrão é menor que a média. Para os demais dados, o desvio padrão foi maior que a média, atingindo 884% para a clorofila-c do grupo 4.

Como o método *K-means* faz agrupamentos de acordo com os espectros, em algumas amostras as variáveis não foram proporcionais aos grupos correspondentes, como seria esperado. As maiores desproporcionalidades referem-se a valores muito altos de clorofila e de densidade, não encontrados na literatura, o que significa que as técnicas usuais de determinação de clorofila podem não ser adequadas para concentrações tão altas, ou, ainda, que os espectros medidos podem ter sofrido a interferência de outros fatores, como pequenas alterações nas condições de iluminação e nebulosidade. No próximo capítulo esta hipótese será verificada com a aplicação da segunda derivada a estes espectros. Derivadas de segunda ordem ou de ordens maiores são geralmente insensíveis à variação nas condições de intensidade de iluminação, sejam estas causadas por variações no ângulo solar, na cobertura de nuvens ou condições na superfície da água, e, portanto, podem auxiliar na interpretação de dados sujeitos a condições de iluminação variáveis.

# 5 CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS

#### 5.1 Densidade, abundância e dominância

Foram encontrados 53 táxons nas amostras analisadas, sendo 23 pertencentes à classe CHLOROPHYCEAE, 15 à CYANOPHYCEAE, 10 à BACILLARIOPHYCEAE, 2 à EUGLENOPHYCEAE, 2 à CRYPTOPHYCEAE e 1 à CRYSOPHYCEAE. Estes táxons estão listados integralmente no **Apêndice D**.

No período analisado, a classe dominante foi CYANOPHYCEAE, sendo que o gênero *Microcystis* foi o que mais contribuiu, em biovolume, para o biomassa do sistema.

Esta dominância é explicada por um conjunto de características morfológicas, fisiológicas e comportamentais das cianobactérias. Predominantes em reservatórios eutróficos/hipereutróficos, as cianobactérias estão adaptadas a uma ampla faixa de extremos ambientais e são primitivas quanto à estocagem de nutrientes, apresentando crescimento mais lento quando a concentração de nutrientes é baixa. Possuem também estruturas granulares que funcionam como depósito de certos nutrientes, como fósforo e nitrogênio, que serão consumidos quando houver escassez destes compostos no ambiente (REYNOLDS, 1984).

A espécie mais freqüente nas amostras, *Microcystis aeruginosa*, é considerada Sestrategista, ou seja, sobrevive em ambientes com grande redução de nutrientes e estabilidade física da coluna d'água (REYNOLDS, 1988). A predominância deste organismo sugere que o ambiente está em fase final de sucessão, altamente estressado e impactado.

A distribuição dos gêneros predominantes nas 50 amostras analisadas (uma amostra se deteriorou) pode ser observada na **Figura 5.1** e a distribuição do segundo gênero de maior abundância está na **Figura 5.2**.

A Figura 5.3 permite comparar a distribuição do gênero mais abundante nas 50 amostras, em relação ao segundo gênero de maior abundância. Pode-se verificar que, com exceção das amostras 26 e 36, em que há um relativo equilíbrio, as demais

amostras apontam para um padrão de dominância bem definido. Em todas as amostras analisadas, os organismos de maior abundância pertenciam à classe CYANOPHYCEAE. Em 70% das amostras, a abundância de CYANOPHYCEAE foi superior a 75%. Mesmo com a dominância de CYANOPHYCEAE, é possível verificar diferentes níveis de variação de indivíduos entre as amostras analisadas, como ilustrado pela **Figura 5.4**.



Figura 5.1: Distribuição de gêneros mais abundantes em 50 amostras coletadas no Reservatório de Ibitinga (SP).



Figura 5.2: Distribuição do segundo gênero mais abundante para 50 amostras coletadas no Reservatório de Ibitinga (SP).



Figura 5.3: Comparação entre a distribuição de gêneros de maior abundância nas amostras em relação ao segundo gênero de maior abundância (em porcentagem).



**Figura 5.4**: Distribuição de classes fitoplanctônicas em duas estações amostrais do Reservatório de Ibitinga. Valores em porcentagem de abundância relativa.

A **Tabela 5.1** resume as estatísticas das análises de identificação e contagem para o conjunto de amostras coletadas em campo. Pela análise da tabela pode-se observar que, embora exista uma grande uniformidade taxonômica quanto ao gênero dominante, há variabilidade quanto à densidade observada. O número máximo de gêneros identificados em cada amostra foi 20 e o número mínimo foi 3, indicando pequena diversidade, sendo esta uma característica de sistemas eutrofizados, como o reservatório de Ibitinga na época de coleta destas amostras.

Variável	média	desvio	cv (%)	mínimo	máximo
		padrão			
Número de organismos de maior abundância	543	507	93	22	2.233
Densidade do gênero de maior abundância (células/mL)	11.092.647	39.568.446	357	2.374	272.405.467
Maior Abundância (%)	81	17	22	34	100
Densidade Total da Amostra (células/mL)	11.367.962	39.957.003	351	3.122	274.845.283
Número de gêneros diferentes na classe dominante	5	2	35	2	9
Número total de gêneros	8	5	57	3	20

 Tabela
 5.1:
 Estatísticas básicas para as variáveis biológicas das amostras do reservatório de Ibitinga.

# 5.2 Variáveis físico-químicas

Na **Tabela 5.2** são apresentados resumidamente os principais valores relacionados às variáveis físico-químicas medidas no Reservatório de Ibitinga. Os dados completos para cada estação amostral encontram-se no Apêndice A. Como algumas estações amostrais encontravam-se em estágio avançado de florescimento, a superfície da água foi

completamente preenchida pelo fitoplâncton, resultando em transparência igual a zero nestes locais. Esta situação pode ser verificada nas fotos das estações 2, 32 e 41, na Figura 5.5. Em locais sem ocorrência de florescimentos, como na estação 39, o valor medido para transparência alcançou 230 cm. Outras variáveis também apresentaram ampla variação, com destaque para a turbidez, com valores entre 3 e 560 UNT.

	Número de	Má	ximo	Ν	línimo	
Variável	amostras		Estação		Estação	Média
	analisadas	Valor	amostral	Valor	amostral	
pH	51	10,52	41	7,48	39	9,39
Turbidez (UNT)	51	560,00	32	3,00	37,38 e 39	72,78
Oxigênio Dissolvido						
$(mg.L^{-1})$	51	19,99	várias	4,52	39	15,24
Temperatura da água						
(°C)	51	32,40	41	26,00	4	28,16
Profundidade (m)	51	24,10	49	3,00	39 e 48	13,72
Condutividade elétrica						
$(mS.cm^{-1})$	51	0,29	41	0,08	22	0,20
Transparência (cm)	51	230,00	39	0,00	14,32 e 50	81,76

 Tabela 5.2: Tabela resumida das variáveis físico-químicas medidas no Reservatório de Ibitinga.

#### 5.3 Pigmentos

Como descrito no Capítulo 3, as medições foram feitas, intencionalmente, em pontos que representassem um gradiente com ampla variação nos aspectos visuais. A quantificação de clorofila-a, realizada posteriormente em laboratório, confirma este gradiente, com uma variação superior a 12 mil vezes entre o menor e o maior valor observados. Na **Tabela 5.3** são apresentados os principais valores dos pigmentos medidos. Para compreensão dos valores apresentados nesta tabela, é necessário verificar as fotografias da **Figura 5.5**, que ilustra a variedade das estações amostradas. Fotos de

cada uma das estações amostrais encontram-se no **Apêndice B**. Na **Tabela 5.4** é possível comparar a amplitude de valores deste trabalho com os intervalos de concentração de clorofila verificados em outros trabalhos feitos com pigmentos.

		Máx	mo Mínimo			
Pigmento	Número de		Estação		Estação	Média
$(mg.m^{-3})$	amostras analisadas	Valor	amostral	Valor	amostral	
Clorofila a	50	76.809,84	50	6,14	38	4.526,88
Clorofila b	50	0,32	45	0,00	várias	0,01
Clorofila c	50	4.758,24	32	0,00	várias	235,43
Feoftina	50	8,49	50	0,00	várias	0,30

 Tabela 5.3: Tabela resumida dos pigmentos medidos para amostras do Reservatório de Ibitinga.



Figura 5.5: Exemplos ilustrativos da variação entre as estações amostradas.

Tabela 5.4:	Amplitude d	os intervalos d	e co	oncentraçõ	ões d	e clor	ofila	em alg	guns traball	hos
	envolvendo	determinação	de	clorofila	"in	situ"	em	águas	interiores	ou
	ambientes co	osteiros.								

		Interv	valo de	
Referência	Local	concentração de		
		clorofila	$(\text{mg.m}^{-3})$	
		Mínimo	Máximo	
Buchaca e Catalan (2007)	Vários lagos, Espanha e França	0	19,07	
Danilov e Ekelund (2001)	Lago Solumsjö, Suécia	2,3	5,6	
	Lago Kinneret, Israel	2,4	330,0	
	Lagos Iowa, EUA	20,0	280,0	
Gitelson et al. (2000)	Lagoas de pesca, Israel	2,1	674,0	
	Lagoas de estabilização, Israel	69,0	2.700,0	
	Bahia de Haifa, Israel	1,0	70,0	
	Horsens fjord, Dinamarca	2,15	22,2	
	Mariager fjord, Dinamarca	7,33	88,1	
Staehr e Markager (2004)	Águas costeiras, Dinamarca	0,46	9,0	
	Esbjerg, Mar do Norte	1,97	13,8	
Zhang et al. (2007)	Lago Fuxian, China	1,3	5,7	
	Lago Xingyun, China	24	364,0	
Gomes e Godinho (2003)	Lago Monte Alegre, Brasil	10,6	28,7	
Chellappa e Costa (2003)	Reserv. Gargalheiras, Brasil	1,8	251,6	
Bouvy et al. (2000)	39 reservatórios, PE, Brasil	3,1	221,0	
Cardoso e Marques (2004)	Lagos costeiros, RS, Brasil	0,02	193,4	
Souza et al. (2003)	Lagoa de Araruama, RJ, Brasil	291,0	1.833,0	
Galvão et al. (2003)	Vários lagos, Pantanal, Brasil	62.0	778.9	
Amostras deste trabalho	Reservatório de Ibitinga	6,14	76,8 x $10^{-3}$	

Além da concentração de clorofila-a, usualmente medida nos trabalhos sobre ecossistemas aquáticos, foram medidas também as concentrações de clorofila-b, clorofila-c e feoftina para todas as amostras. Conforme tabela apresentada no **Apêndice A**, de todas as amostras analisadas, a única que apresentou valor diferente de zero para a concentração de clorofila-b foi a amostra 45 (0,32  $\Box$ g/L). Esta mesma amostra apresentou dominância de células livres de *Microcystis sp* (CYANOPHYCEAE), e, como segundo organismo de maior abundância, *Dictyosphaerium sp* (CHLOROPHYCEAE). Como a clorofila-b é um pigmento ausente em cianobactérias

mas presente em clorofíceas, verifica-se que a amostra 45 foi a única que apresentou um gênero da classe CHLOROPHYCEAE (*Dictyosphaerium* sp) em densidade significativa para a detecção de clorofila-b.

Para a clorofila-c, houve variação entre zero (várias amostras) e 4,8 x 10<sup>3</sup> mg.m<sup>-3</sup> (estação amostral 32). Os valores de clorofila-c apresentaram alta correlação com os valores de clorofila-a, conforme **Figura 5.6**. Na **Figura 5.6-a**, em que a regressão foi feita para todas as amostras, é possível observar que há três pontos discrepantes dos demais, com concentrações extremamente altas de clorofilas a e c. Estes pontos, referentes às estações amostrais 14, 32 e 50, também apresentam valores extremamente altos para outras variáveis analisadas, como turbidez e densidade, além de zero de transparência. Apesar de os valores não serem usuais, há uma concordância na resposta de diferentes variáveis e diferentes instrumentos para estas mesmas amostras. A fotografia da estação amostral 32, no apêndice deste trabalho, ilustra a condição extrema de florescimento fitoplanctônico naquele local, justificando os valores encontrados. Para algumas análises foi necessário desconsiderar estes pontos extremos, como ilustrado na **Figura 5.6**. Com esta exclusão, o coeficiente de determinação ajustado aumenta de 94,7% para 98,9%, enquanto o desvio padrão diminui de 205,5 para 4,45 (**Figura 5.6-b**).



**Figura 5.6**: Regressão linear entre a concentração de clorofila-c e a concentração de clorofila-a, para amostras coletadas no Reservatório de Ibitinga (SP): (a) análise com inclusão de todas as amostras e (b) análise com exclusão de valores acima de 50 x 10<sup>3</sup> mg.m<sup>-3</sup> de clorofila-a.

# 6 AVALIAÇÃO DE TÉCNICAS PARA INTERPRETAÇÃO DA RESPOSTA ESPECTRAL DO FITOPLÂNCTON E DETERMINAÇÃO DAS POSIÇÕES ESPECTRAIS DE MAIOR RELEVÂNCIA

#### 6.1 Correlação simples entre o FRB e as principais variáveis medidas

Na tentativa de identificar as posições espectrais de maior correlação com as variáveis ambientais, os espectros de reflectância dos 51 pontos amostrados foram correlacionados com algumas variáveis medidas, como mostra a **Figura 6.1**.

Como seria esperado, os gráficos apresentam correlação positiva para turbidez e negativa para transparência. A condutividade elétrica aparentemente não tem correlação significativa com o comprimento de onda. A densidade de organismos e a clorofila-a apresentam gráficos muito semelhantes, ambos com destaque para a correlação na região do infravermelho próximo.

Como há uma amplitude muito grande de valores para a clorofila-a, foi feita também a correlação com os logaritmos da concentração deste pigmento, para aumentar a linearização desta variável. Nestes dois casos não houve correlação negativa para a clorofila-a e os valores mais altos foram encontrados na região do infravermelho próximo, indicando ser esta a região mais influenciada pela concentração de fitoplâncton.

A **Tabela 6.1** mostra as posições espectrais que apresentam o maior coeficiente de correlação do FRB com as variáveis da **Figura 6.1**.

Entre as variáveis analisadas na **Tabela 6.1** em que são consideradas todas as amostras, apenas a concentração de clorofila-a apresenta boas correlações com o FRB, e, ainda assim, é necessário algum tipo de transformação, como a logarítmica, para que o coeficiente de determinação seja superior a 0,7.



**Figura 6.1:** Correlogramas mostrando os coeficientes de correlação (r) entre o FRB e algumas variáveis medidas para os 51 pontos amostrados. Os valores de (r) foram calculados para cada comprimento de onda entre 400 e 900 nm.

Tabela 6.1: Posições espectrais que apresentam o maior coeficiente de correlação do FRB com as variáveis da Figura 6.1. Os valores de R<sup>2</sup> superiores a 0,7 estão em negrito.

Variável	Posição (nm)	r	$R^2$
Clorofila-a ( $\mu g.L^{-1}$ )	900	0,83	0,69
Condutividade (mS/s)	442	-0,36	0,13
pH	704	0,66	0,43
Oxigênio dissolvido (mg. $L^{-1}$ )	704	0,73	0,53
Transparência (cm)	705	-0,83	0,69
<b>Densidade</b> (células.mL <sup>-1</sup> )	898	0,71	0,51
Log Ch_a ( $\mu$ g.L <sup>-1</sup> )	723	0,84	0,71
Turbidez (UNT)	898	0,76	0,58

As correlações citadas também foram exploradas separadamente para dois grupos de espectros, de acordo com a posição do pico principal. Nesta análise alguns espectros foram excluídos em cada grupo, para manter uma amplitude semelhante entre os espectros analisados. Ainda assim, os valores de correlação se mantiveram baixos para a maioria das variáveis, como mostra a **Tabela 6.2**. Na divisão dos dados em grupos, apesar de haver melhor distinção das características em estudo, há uma diminuição do número de amostras, com influências no resultado final.

 Tabela 6.2: Posições espectrais com maior coeficiente de correlação do FRB com diferentes variáveis, separados por grupos.

	Pi	co no Verd	le	Pico r	o infravern	nelho
Variável	Posição	r	$\mathbb{R}^2$	Posição	r	$\mathbf{R}^2$
	(nm)			(nm)		
Clorofila-a ( $\mu g.L^{-1}$ )	564	0,15	0,02	439	-0,42	0,18
Condutividade (mS/s)	443	-0,26	0,06	679	-0,61	0,37
рН	706	0,85	0,72	689	-0,38	0,15
<b>Oxigênio dissolvido</b> (mg. $L^{-1}$ )	709	0,89	0,79	680	-0,27	0,07
Transparência (cm)	546	-0,79	0,63	807	-0,45	0,20
<b>Densidade</b> (células.mL <sup>-1</sup> )	885	0,12	0,01	895	0,82	0,68
Log Ch_a ( $\mu$ g.L <sup>-1</sup> )	553	0,59	0,35	807	0,46	0,21
Turbidez (UNT)	713	0,72	0,52	439	-0,36	0,13

Além da correlação direta com a clorofila, foram feitos outros tratamentos, descritos a seguir, para explorar com mais detalhes as relações entre os dados.

#### 6.2 Aplicação de razões espectrais para estimativa da concentração de clorofila

Muitos pesquisadores usam razões de reflectância em duas bandas para fazer estimativas de clorofila ou de outros componentes da água, como sedimentos em suspensão. O uso de razões é um modo de minimizar efeitos espectrais sobrepostos para diferentes substâncias (Dekker, 1993). Idealmente, uma razão de reflectância espectral deveria conter um comprimento de onda correspondente a valores altos de reflectância e outro correspondente a valores altos de absorção para a substância de interesse.

#### 6.2.1 Análise exploratória das principais razões espectrais

Para explorar as correlações entre todas as combinações possíveis de razões espectrais e as concentrações de clorofila-a, foi desenvolvido um programa em linguagem FORTRAN. Os resultados são apresentados em um diagrama de contorno de coeficientes de correlação (**Figura 6.2**), com os intervalos de valores do coeficiente de correlação representados por cores, o comprimento de onda do numerador da razão no eixo das ordenadas e o comprimento de onda do denominador da razão no eixo das abscissas. Deste modo é possível identificar a razão de refletância que melhor represente as mudanças na concentração de clorofila-a.

A **Figura 6.3** mostra o número de razões que se encaixam em cada categoria de coeficientes de correlação. É possível observar que mais de 30.000 razões espectrais apresentam coeficiente de correlação (r) acima de 0,8 e que a maioria delas tem relação com a região do infravermelho. Esta relação explica-se pelos altos valores de densidade e concentração de clorofila das amostras, que indicam um alto espalhamento nesta região, como discutido anteriormente.



Figura 6.2: Diagrama de contorno de correlações, mostrando a melhor combinação de comprimentos de onda para incluir em um algoritmo baseado em razões espectrais para o Reservatório de Ibitinga. A escala de cores define as categorias dos coeficientes de correlação. Valores negativos estão em tons de azul e valores positivos em amarelo, laranja e vermelho. Tons de verde indicam correlação baixa ou inexistente.



Figura 6.3: Número de razões espectrais que se encaixam em cada categoria de coeficientes de correlação.

Os coeficientes de determinação para as maiores correlações positiva e negativa obtidas pelo programa para os dados do reservatório de Ibitinga são mostrados nas **Tabelas 6.3e 6.4**. Estas tabelas mostram também algumas razões descritas na literatura para estimativas de concentração de clorofila. A **Tabela 6.3** mostra diferentes relações entre essas razões e a concentração de clorofila-a e a **Tabela 6.4** mostra estas mesmas relações calculadas para o logaritmo neperiano da clorofila-a.

Sabe-se, porém, que o desempenho das equações para estimar clorofila depende da região de estudo e também da concentração média deste pigmento. Como as amostras de Ibitinga tinham características peculiares, descritas nos capítulos anteriores, muitas destas razões não foram adequadas para este conjunto de dados, principalmente aquelas que exploram as regiões azul e verde do espectro.

Razão		2	2		
espectral	Referências	R <sup>2</sup> (linear)	R <sup>2</sup> (log)	R <sup>2</sup> (pot)	$\mathbf{R}^2(\mathbf{exp})$
( <b>nm</b> )					
440/520	Arenz et al. (1996)	0,062	0,065	0,477	0,488
440/550	Arenz et al. (1996)	0,118	0,082	0,617	0,598
445/554	Vertucci e Likens (1989)	0,080	0,096	0,575	0,577
477/700	Vertucci e Likens (1989)	0,069	0,089	0,698	0,662
520/550	Melack e Pilorz (1990) Gitelson el al. (1993) Arenz et al. (1996)	0,115	0,125	0,658	0,670
525/554	Vertucci e Likens (1989)	0,148	0,159	0,660	0,677
550/520	Arenz et al. (1996)	0,066	0,055	0,483	0,430
554/589	Vertucci e Likens (1989)	0,037	0,039	0,550	0,527
560/440	George e Malthus (2001)	0,116	0,102	0,564	0,526
670/520	Arenz et al. (1996)	0,009	0,010	0,0178	0,011
670/550	Arenz et al. (1996)	0,071	0,076	0,334	0,331
685/745	George e Malthus (2001)	0,109	0,293	0,799	0,688
700/560	Gitelson e Keydan (1990)	0,062	0,060	0,638	0,641
700/675	Gitelson et al. (1993)	0,107	0,100	0,647	0,585
	Arenz et al. (1996)				
705/670	Mittenzwey et al. (1992)	0,135	0,117	0,686	0,623
706/676	Dekker (1993) Arenz et al. (1996)	0,142	0,121	0,685	0,612
739/754	Maior correlação negativa	0,742	0,770	0,560	0,560
	(linear)				
806/571	Arenz et al. (1996)	0,591	0,265	0,801	0,770
895/698	Maior correlação positiva	0,850	0,402	0,710	0,638
NIR/Red	Rundquist et al. (1996)	0,621	0,325	0,803	0,703
NDVI <sup>12</sup>	Rouse et al. (1974)	0,202	xx	XX	XX

**Tabela 6.3:** Valores do coeficiente de determinação (r<sup>2</sup>) para diferentes relações entre razões espectrais e a concentração de clorofila-a (valores brutos). Log: função logarítmica, Pot: potência, Exp: função exponencial.

<sup>12</sup> NDVI: sigla em inglês para "normalized difference vegetation index", detalhado a seguir.

**Tabela 6.4:** Valores do coeficiente de determinação (r<sup>2</sup>) para diferentes relações entre razões espectrais e o logaritmo neperiano (LogN) da concentração de clorofila-a. Log: função logarítmica, Pot: potência, Exp: função exponencial. Os valores superiores a 0,7 estão marcados em negrito.

Razão espectral (nm)	Referências	R <sup>2</sup> (linear)	R <sup>2</sup> (log)	R <sup>2</sup> (pot)	R <sup>2</sup> (exp)
440/520	Arenz et al. (1996)	0,488	0,477	0,576	0,608
440/550	Arenz et al. (1996)	0,598	0,617	0,725	0,629
445/554	Vertucci e Likens (1989)	0,577	0,575	0,660	0,703
477/700	Vertucci e Likens (1989)	0,662	0,698	0,802	0,826
520/550	Melack e Pilorz (1990) Gitelson el al. (1993) Arenz et al. (1996)	0,67	0,658	0,722	0,756
525/554	Vertucci e Likens (1989)	0,677	0,660	0,700	0,735
550/520	Arenz et al. (1996)	0,430	0,483	0,581	0,475
554/589	Vertucci e Likens (1989)	0,527	0,550	0,665	0,627
560/440	George e Malthus (2001)	0,526	0,564	0,644	0,567
670/520	Arenz et al. (1996)	0,011	0,018	0,018	0,012
670/550	Arenz et al. (1996)	0,331	0,334	0,366	0,373
685/745	George e Malthus (2001)	0,688	0,799	0,748	0,782
700/560	Gitelson e Keydan (1990)	0,641	0,638	0,741	0,717
700/675	Gitelson et al. (1993)	0,585	0,647	0,728	0,615
705/670	Arenz et al. (1996) Mittenzwey et al. (1992)	0,623	0,686	0,755	0,630
706/676	Dekker (1993)	0,612	0,685	0,749	0,611
739/754	Maior correlação negativa	0,560	0,561	0,375	0,378
	(linear) obtida para valores				
	brutos de clorofila				
806/571	Arenz et al. (1996)	0,770	0,801	0,768	0,597
895/698	Maior correlação positiva	0,638	0,71	0,596	0,428
	(linear) obtida para valores brutos de clorofila				
NIR/Red	Rundquist et al. (1996)	0,703	0,803	0,754	0,541
NDVI	Rouse et al. (1974)	0,778	XX	XX	XX

Para valores brutos de clorofila, as maiores correlações viáveis acontecem entre as regiões do vermelho(R) e infravermelho próximo (NIR). A potencialidade do uso de razões nesta região para o desenvolvimento de modelos será explorada a seguir.

#### 6.2.2 Algoritmos para estimativa de clorofila usando razões espectrais

De acordo com os resultados do programa em FORTRAN e das **Tabelas 6.1 e 6.2**, foram selecionadas duas razões espectrais para o desenvolvimento de modelos empíricos de estimativa de clorofila-a:

- a) a razão 895/698 (nm), escolhida por apresentar a maior correlação positiva (linear) com valores brutos de clorofila
- b) a razão NIR/R, escolhida por ser uma razão mais abrangente, ou seja, menos específica com relação ao comprimento de onda, o que permitiria que a aplicação do modelo fosse menos dependente do tipo de sensor usado na obtenção de dados.

#### 6.2.2.1 Modelo com uso da razão R 895/R 698

A partir da razão espectral entre os valores de FRB em 895 nm (R 895) e 698 nm (R 698), foi desenvolvido o seguinte modelo empírico de estimativa de clorofila-a, através de regressão:

Este modelo apresentou coeficiente de determinação igual a 0,85. De um total de 51 amostras, 41 foram usadas para a geração do modelo e 10 foram separadas, por sorteio, para verificar o desempenho obtido na aplicação do modelo. A **Figura 6.4** mostra a comparação entre os valores medidos e os valores estimados. Como havia um intervalo muito grande de valores entre as amostras analisadas (observar que a escala das ordenadas varia entre zero e 60.000), o modelo, ao abranger este intervalo, perdeu em acurácia. Para amostras com até 65 mg.m<sup>-3</sup> de clorofila-a, os valores foram subestimados, e, para amostras contendo a partir de 194 mg.m<sup>-3</sup>, os valores foram superestimados.



**Figura 6.4:** Aplicação de modelo desenvolvido a partir da razão 895/698, usando todas as amostras. Notar que algumas amostras parecem ter concentração igual a zero devido à escala empregada no gráfico.

Na tentativa de diminuir as diferenças entre valores estimados e medidos, as amostras foram divididas em dois grupos, de acordo com a posição do pico de maior magnitude, denominados "grupo verde" e "grupo NIR". Para que o número de amostras não ficasse muito pequeno, as amostras com espectros intermediários (picos de magnitudes semelhantes nas regiões verde e NIR) foram inseridas em um ou outro grupo de acordo com os valores de concentração de clorofila. A intenção seria gerar novos modelos baseados na razão 895/698 nm para estes grupos, porém, analisando-se os diagramas de dispersão, foram verificadas tendências distintas dentro de cada grupo. O ideal seria subdividir os grupos "verde"e "nir", porém a separação do conjunto de dados em mais de dois grupos inviabilizaria as análises estatísticas. Optou-se, portanto, em manter a divisão em dois grupos ("verde" e "nir") e testar outras razões citadas nas **Tabelas 6.1 e 6.2.** No "grupo verde" foram usadas 17 amostras para geração do modelo e 6 amostras para validação.

#### 6.2.2.1.1 Modelo baseado no NDVI aplicado ao grupo verde

Para o "grupo verde", o modelo que obteve melhor desempenho foi a regressão para valores de NDVI, considerando o valor máximo na região do infravermelho próximo e o valor mínimo na região do vermelho. O NDVI não é uma razão espectral simples, mas um índice de vegetação bem estabelecido na literatura para plantas terrestres. Apesar de costumeiramente não ser aplicado para ambientes aquáticos, foi testado neste trabalho devido à similaridade dos espectros de algumas amostras com espectros de vegetação terrestre. A **Figura 6.5** mostra a regressão usada para geração do modelo baseado no NDVI. A aplicação deste modelo nas amostras sorteadas, mostrada na **Figura 6.6**, teve coeficiente de determinação de 0.98. Na **Figura 6.6** é mostrada a linha 1:1.



**Figura 6.5:** Geração do modelo com aplicação do NDVI (usando valor máximo no infravermelho próximo e valor mínimo no vermelho) para espectros do grupo de maior pico na região do verde.



Figura 6.6: Aplicação do modelo baseado no NDVI nas amostras sorteadas.

# 6.2.2.2 Modelo com uso da razão infravermelho próximo/vermelho

Considerando-se os trabalhos de Rundquist (1996) e Mittenzwey et al. (1992), que obtiveram altos valores de correlação entre a concentração de clorofila e a razão infravermelho próximo/vermelho, foi desenvolvido um modelo empírico de estimativa de clorofila-a, através de regressão, a partir dos valores da razão entre o máximo valor de FRB na região do infravermelho (R NIR) e o mínimo valor de FRB na região do vermelho (R Red):

LogN (clorofila) = 2,5231 x Ln (R NIR/R Red) + 2,9052 (6.2)

Para geração deste modelo, 10 amostras foram separadas por sorteio para validação e todas as amostras restantes (40 amostras) foram usadas para obter a equação. A **Figura 6.7** mostra a comparação entre os valores medidos e estimados e a linha 1:1. A aplicação deste modelo apresentou coeficiente de determinação de 0,67. Devido a este baixo desempenho, provavelmente relacionado ao amplo intervalo de valores das amostras, o conjunto de dados foi dividido em dois subgrupos para geração de novos

modelos baseados na razão NIR/R, porém o desempenho dos novos modelos não foi satisfatório.



Figura 6.7: Aplicação do modelo baseado na razão NIR/R para as amostras sorteadas.

# 6.2.3 Simulação da resposta de sensores orbitais à aplicação da razão NIR/R

Foi feita uma simulação da resposta de diferentes sensores para a relação NIR/R, devido à maior factibilidade no uso desta razão em comparação com as demais e a bons resultados relatados anteriormente (Rundquist, 1996 e Mittenzwey et al.; 1992). A partir dos dados radiométricos medidos no Reservatório de Ibitinga, foi calculada a razão NIR/R, usando a largura e o posicionamento das bandas compatíveis com os sensores TM, WFI/Cbers e MODIS. A **Tabela 6.5** mostra as características destes sensores.

Sensor	Banda vermelho	Banda infravermelho próximo
ТМ	630-690 nm	760-900 nm
WFI/Cbers	630-690 nm	770-890 nm
MODIS	620-670 nm	841-876 nm

Tabela 6.5: Largura e posição das bandas dos sensores simulados no trabalho.

A **Tabela 6.6** mostra a comparação dos coeficientes de determinação  $(R^2)$  para a correlação entre a concentração de clorofila-a e a simulação de resposta dos três sensores analisados para a razão espectral NIR/R. De acordo com estes resultados, o sensor MODIS teria desempenho ligeiramente superior ao dos outros sensores.

**Tabela 6.6:** Comparação dos coeficientes de determinação (R<sup>2</sup>) para a correlação entre a concentração de clorofila-a e a simulação de resposta dos três sensores analisados para a razão espectral NIR/R.

Sensor	Coeficiente de determinação
TM	0,70
MODIS	0,73
WFI/Cbers	0,71

Na **Figura 6.8** é apresentada a análise da influência da largura e do posicionamento das bandas espectrais do vermelho e do infravermelho-próximo de diferentes sensores no valor da razão NIR/R para os dados do reservatório de Ibitinga. Para os sensores TM/Landsat e WFI/Cbers as diferenças foram muito pequenas, próximas da linha 1:1. Para os dados testados, há uma tendência de que o sensor MODIS apresente valores mais baixos que os dos outros dois sensores, principalmente para altas concentrações de clorofila. Esta diferença, provavelmente, se deve à menor largura da banda do infravermelho próximo deste sensor, em comparação aos outros dois.



Figura 6.8: Comparação da simulação da resposta dos sensores TM, MODIS e WFI/Cbers para a razão NIR/R aplicada aos dados espectrais do Reservatório de Ibitinga.

#### 6.2.4 Aplicação dos resultados para imagens do reservatório de Ibitinga

Considerando os resultados experimentais desta pesquisa, foram selecionadas algumas cenas dos sensores TM e ETM do satélite Landsat, referentes à região do Reservatório de Ibitinga, para processamento. Nestas imagens foi delimitada a região do reservatório, e, em seguida, foram criados vários produtos, orientados pelo conhecimento resultante da pesquisa, para verificar a possibilidade de monitoramento de florescimentos de algas através de dados orbitais.

Nas **Figuras 6.9 a 6.14**, as imagens à esquerda ilustram o reservatório em cores verdadeiras, através de composições coloridas normais, possibilitando uma interpretação mais intuitiva dos locais cuja cor verde é um indicador da presença de florescimentos. As composições mostradas no centro de cada figura destacam, na cor verde brilhante, a resposta no infravermelho próximo. Esta resposta, de acordo com resultados deste trabalho, caracterizaria situações de intenso florescimento de fitoplâncton. Também de acordo com os resultados obtidos, foi aplicado o "NDVI", mostrado nas imagens à direirta de cada figura, para verificar a potencialidade de uso deste índice em imagens com a finalidade de detectar florescimentos de grande escala. Cada figura, composta por um conjunto de três composições, refere-se a uma data diferente entre os anos de 2001 e 2008.

Nas imagens com resposta visível nas composições apresentadas, foi delimitada a região do reservatório, ficando o restante da imagem na cor preta. Em corpos d'água com baixa concentração de componentes opticamente ativos, a energia eletromagnética é em grande parte absorvida pela água, e, portanto, imagens destes locais aparecem em cor escura. Nestes casos, não foi delimitada a região do reservatório para possibilitar a visulaização dos dados.

Em todas as composições coloridas com atribuição de cores verdadeiras é possível notar a presença de florescimentos, indicada pela cor verde, principalmente na região próxima à barragem, nas margens e nas regiões de maior sinuosidade, onde há menos influência de vento e menor velocidade do fluxo de água. Estas regiões estão destacadas nas figuras correspondentes. Nas imagens do ano de 2001 (Figuras 10.1 e 10.2) os florescimentos parecem menos intensos, sendo verificados com clareza apenas nas composições em colorido normal. Na aplicação do NDVI para a imagem do mês de julho (Figura 10.1) é possível perceber alguma resposta nas sinuosidades do reservatório, mas a imagem de setembro (Figura 10.2) não mostra qualquer indício de florescimento detectável por este índice. Para facilitar a visualização, estas imagens são mostradas sem máscara delimitando a região do reservatório.

A aplicação deste índice (NDVI) nas imagens de 2003 a 2008 (Figuras 10.3 a 10.6), ao contrário de 2001, mostra o aumento da densidade dos florescimentos, com destaque para as regiões de maior sinuosidade. As composições coloridas com atribuição das cores vermelho, verde e azul ("RGB") para as bandas 5,4 e 3, respectivamente, mostram a resposta espectral no infravermelho próximo, condizente com o resultado do NDVI.

A análise visual dos dados, portanto, demonstra potencial para se verificar a presença de florescimentos em imagens orbitais através da aplicação do NDVI ou de composições que realcem, a resposta espectral no infravermelho próximo, o que amplia a perspectiva de aplicação da câmara Wide Field Imager (WFI) do satélite CBERS-2B no monitoramento do processo de eutrofização de corpos d'água, visto que esse sensor possui as bandas necessárias ao cálculo do NDVI e proporciona uma freqüência de recobrimento de ampla faixa da superfície, que aumenta a probabilidade de obtenção de imagens sem cobertura de nuvens.












### 6.3 Análise derivativa dos dados espectrais

A análise derivativa pode ser útil para ressaltar os pontos em que a curva espectral apresenta mudanças bruscas de comportamento devido à presença de componentes que favorecem a absorção e o espalhamento do alvo.

Embora esta técnica venha sendo usada há algumas décadas, existe a possibilidade de ocorrerem problemas, principalmente com relação à amplificação de ruídos, havendo necessidade de suavização dos dados. O esquema de filtragem e diferenciação de Savitzky-Golay (Savitzky e Golay, 1964) é o método citado mais frequentemente em trabalhos que envolvem o cálculo das derivadas de espectros de reflectância. Este método se baseia no cálculo de uma regressão polinomial local para determinar o valor suavizado para cada ponto e difere da suavização por média móvel porque tende a preservar as características dos dados, como altura e largura dos picos e depressões, medidas usualmente alteradas pela suavização por média móvel (Press et al., 1992). Outra característica desta técnica é a aplicação simultânea da filtragem e derivação, evitando a amplificação exagerada do ruído (Press et al., 1992).

O método de Savitzky-Golay, portanto, foi escolhido para a suavização dos dados, através do programa "Spectral Analysis and Management System", desenvolvido pelo centro de tecnologias espaciais e Sensoriamento Remoto da Universidade da Califórnia. A análise dos dados foi feita através da aplicação de correlação simples entre a primeira e segunda derivadas das curvas espectrais e algumas variáveis medidas.

Foram calculadas as derivadas de primeira, segunda, terceira e quarta ordem para todos os espectros, porém as derivadas de terceira e quarta ordem apresentaram grande interferência de ruídos e não foi possível diminuir esta interferência sem que algumas feições fossem perdidas durante o processo de suavização. Optou-se, portanto, por submeter a análise apenas os dados referentes às derivadas de primeira e segunda ordem.

A **Figura 6.15** mostra o gráfico da primeira derivada do FRB das 51 amostras. As curvas que se destacam na região de 700 nm são referentes às amostras 7, 12, 14, 19, 32

e 50, todas com alta concentração de clorofila. Estas são as mesmas amostras que compõem integralmente o "grupo 4" definido pelo método K-means. Todas têm o maior pico de reflectância na região do infravermelho e apresentam altos valores de FRB.



Figura 6.15: Primeira derivada do FRB das 51 amostras, calculada para cada comprimento de onda entre 400 e 900 nm.



**Figura 6.16**: Segunda derivada do FRB das 51 amostras, calculada para cada comprimento de onda entre 400 e 900 nm.

As correlações das derivadas de primeira e segunda ordem com a concentração de clorofila-a, densidade e turbidez são mostradas na **Figura 6.18.** Nesta figura é possível observar que a primeira derivada do FRB apresenta as melhores correlações com a concentração de clorofila na região de 750 nm, enquanto para a segunda derivada do FRB há duas regiões estreitas com correlação alta: correlação negativa em aproximadamente 750 nm e correlação positiva em aproximadamente 860 nm. A correlação nestas regiões explica-se pela grande variabilidade dos espectros na região do infravermelho próximo, a qual representa, por sua vez, a alta variabilidade nos valores de densidade e concentração de clorofila. Transformando-se logaritmicamente as concentrações de clorofila, as correlações aumentam tanto para a primeira quanto para a segunda derivada do FRB, principalmente na região do visível. Com a aplicação da função logarítmica, a amplitude de valores é diminuída, interferindo nas relações entre as variáveis. Para densidade e turbidez, os correlogramas foram semelhantes aos correlogramas para valores brutos de clorofila, sugerindo uma interação entre todas estas variáveis e a resposta espectral.



Figura 6.17: Comparação entre o FRB e as derivadas de primeira (a, b) e segunda ordem (c,d) para as amostras 32 (a,c) e 39 (b,d): a curva do FRB está em azul, com eixo à esquerda e as derivadas em vermelho, com eixo à direita.



Figura 6.18: Correlogramas entre as derivadas de primeira (1D) e segunda ordem (2D) do FRB e algumas variáveis medidas, entre 400 e 900 nm.

A localização dos comprimentos de onda de maior correlação com as variáveis da **Figura 6.18** é mostrada na **Tabela 6.7** para a derivada de primeira ordem e na **Tabela 6.8** para a derivada de segunda ordem.

**Tabela 6.7:** Posições espectrais de maior correlação entre a primeira derivada do FRB e algumas variáveis físico-químicas e biológicas. Os valores de R<sup>2</sup> superiores a 0,7 estão marcados em negrito.

	Maior correlação positiva			Maior correlação negativa			
	posição (nm)	r	R2	posição (nm)	r	R2	
Clorofila-a	747	0,94	0,88	654	-0,63	0,40	
Densidade	550	0,80	0,64	654	-0,91	0,84	
LogN (clorofila-a)	539	0,86	0,74	611	-0,87	0,76	
Turbidez	751	0,79	0,63	655	-0,78	0,61	

**Tabela 6.8:** Posições espectrais de maior correlação entre a segunda derivada do FRB e algumas variáveis físico-químicas e biológicas. Os valores de R<sup>2</sup> superiores a 0,7 estão marcados em negrito.

	Maior correlação positiva			Maior correlação negativa			
	posição (nm)	r	$\mathbf{R}^2$	posição (nm)	r	$R^2$	
Clorofila-a	855	0,92	0,85	754	-0,92	0,85	
Densidade	666	0,81	0,65	642	-0,82	0,68	
LogN (clorofila-a)	587	0,88	0,78	473	-0,87	0,76	
Turbidez	487	0,74	0,55	755	-0,82	0,67	

Os resultados acima dizem respeito a todo o conjunto de amostras. Para auxiliar na interpretação dos dados, também foram calculadas as derivadas de primeira e segunda ordens para os grupo gerados pelo método *K-means*. A **Tabela 6.9** mostra as posições espectrais de maior correlação entre a primeira derivada do FRB e algumas variáveis físico-químicas e biológicas e a **Tabela 6.10** mostra as mesmas informações para a segunda derivada do FRB.

**Tabela 6.9:** Posições espectrais de maior correlação entre a primeira derivada do FRB e algumas variáveis físico-químicas e biológicas, separadas por grupos definidos pelo método *K-means*. Os valores de R<sup>2</sup> superiores a 0,7 estão marcados em negrito.

		Maior c	orrelação p	oositiva	Maior c	orrelação n	egativa
		posição	r	R2	posição	r	R2
		(nm)			(nm)		
	Clorofila-a	745	0,53	0,28	898	-0,98	0,97
Grupo 1	Densidade	794	0,95	0,90	742	-0,98	0,96
	LogN (clorofila-a)	630	0,59	0,35	898	-0,89	0,80
	Turbidez	699	0,93	0,87	560	-0,99	0,99
	Clorofila-a	659	0,77	0,60	538	-0,75	0,57
	Densidade	734	0,72	0,51	411	-0,84	0,70
Grupo 2	LogN (clorofila-a)	661	0,78	0,60	535	-0,76	0,57
	Turbidez	748	0,60	0,37	865	-0,62	0,38
	Clorofila-a	778	0,36	0,13	853	-0,41	0,17
	Densidade	770	0,42	0,18	751	-0,51	0,26
Grupo 3	LogN (clorofila-a)	453	0,78	0,60	615	-0,79	0,63
	Turbidez	703	0,92	0,85	817	-0,91	0,83
	Clorofila-a	868	0,95	0,90	633	-0,82	0,67
	Densidade	552	0,93	0,87	653	-0,99	0,98
Grupo 4	LogN (clorofila-a)	751	0,92	0,85	677	-0,79	0,62
	Turbidez	558	0,89	0,80	649	-0,94	0,88

**Tabela 6.10:** Posições espectrais de maior correlação entre a segunda derivada do FRB e algumas variáveis físico-químicas e biológicas, separadas por grupos definidos pelo método *K-means*.. Os valores de R<sup>2</sup> superiores a 0,7 estão marcados em negrito.

		Maior correl	lação pos	sitiva	Maior corr	elação neg	gativa
		posição (nm)	r	R2	posição (nm)	r	R2
Grupo 1	Clorofila-a	477	0,80	0,65	880	-0,83	0,69
	Densidade	744	0,96	0,93	704	-0,93	0,87
	LogN (clorofila-a)	477	0,67	0,45	863	-0,77	0,59
	Turbidez	577	0,97	0,94	541	-0,98	0,97
Grupo 2	Clorofila-a	644	0,90	0,82	624	-0,80	0,65
	Densidade	411	0,90	0,81	470	-0,81	0,66
	LogN (clorofila-a)	644	0,91	0,83	619	-0,83	0,68
	Turbidez	455	0,85	0,73	595	-0,69	0,48
	Clorofila-a	431	0,39	0,15	402	-0,43	0,19
Grupo 3	Densidade	427	0,57	0,33	610	-0,78	0,62
	LogN (clorofila-a)	620	0,81	0,66	458	-0,81	0,65
	Turbidez	690	0,91	0,83	713	-0,92	0,84
Grupo 4	Clorofila-a	711	0,96	0,91	894	-0,95	0,90
	Densidade	667	0,98	0,97	643	-0,98	0,96
	LogN (clorofila-a)	860	0,98	0,96	894	-0,99	0,98
	Turbidez	701	0,90	0,81	604	-0,92	0,84

Foi testado o desempenho de um modelo gerado com base na posição espectral de 747 nm, que apresentou a melhor correlação com a primeira derivada. A equação englobando o conjunto total de amostras apresentou coeficiente de determinação de 0,88, porém ficou ajustada para 3 pontos de valores extremos do gráfico, conforme mostra a **Figura 6.19**. Eliminando-se estes pontos, o valor do coeficiente de determinação cai para 0,61 (**Figura 6.20**) e torna-se inadequado para o desenvolvimento de um modelo de regressão.



Figura 6.19: Geração do modelo usando a primeira derivada do FRB em 747 nm.



**Figura 6.20**: Geração do modelo usando a primeira derivada do FRB em 747 nm, com eliminação de três pontos de valores extremos.

Em seguida, foram testados modelos baseados nas posições 855 nm e 754 nm, que apresentaram as melhores correlações gerais com a segunda derivada do FRB. Assim como no modelo da primeira derivada, houve 3 pontos de valores muito altos e bem separados do restante dos pontos. Mesmo com a eliminação destes três pontos, restam ainda muitos pontos forçosamente agrupados perto do eixo das abscissas, em zero, devido à escala compatível com o intervalo grande de valores. Separando-se o conjunto de dados em "grupo verde" e "grupo NIR", os gráficos de dispersão destes grupos sugerem a presença de várias tendências, recorrendo no problema citado anteriormente, de impossibilidade de subdividir os grupos devido à inconsistência estatística. Da mesma forma, as derivadas calculadas para os grupos definidos pelo método *K-means,* apesar de úteis para a compreensão dos dados, não são adequadas para o desenvolvimento de modelos devido ao número pequeno de amostras em cada grupo.

### 6.4 Remoção do contínuo

Como descrito no **Capítulo 3**, foram selecionados 3 conjuntos de espectros para aplicação da técnica de remoção do contínuo (RC):

- a) Grupo "Todos" (todos os 51 pontos amostrais),
- b) Grupo 2, gerado pelo método K-means,
- c) Grupo 3, gerado pelo método K-means.

A cada um destes grupos a RC foi aplicada com a delimitação de cinco intervalos espectrais diferentes:

- a) 400-472 nm,
- b) 630-720 nm,
- c) 450–480 nm,
- d) 630-700 nm,
- e) todo o intervalo entre 400-900 nm,

Os correlogramas correspondentes aos cinco intervalos determinados e aos três grupos testados são apresentados a no **Apêndice E**.

### 6.4.1 RC aplicada a todas as amostras

Na **Figura 6.21(a)**, observa-se as curvas espectrais de todas as amostras, sendo que as referentes às amostras 1, 14 e 32 apresentaram amplitude maior, devido ao alto grau de eutrofização destes pontos no reservatório. Nos espectros com RC é possível verificar amplitudes diferentes nas feições de absorção no azul e vermelho e nas feições de reflectância no verde e no infravermelho próximo, devido às diferenças nas concentrações de fitoplâncton entre as amostras.



Figura 6.21: Espectro de todos os pontos amostrais, sem RC (a) e com RC (b).

Todos os correlogramas sem RC apresentaram somente valores positivos de correlação. Após a aplicação desta técnica, com a normalização das curvas, os correlogramas passaram a apresentar também valores negativos.

No intervalo de 400 a 900 nm, as correlações mais altas ocorreram em aproximadamente 550 e 700 nm, regiões de picos de reflectância do fitoplâncton.

Para a região do azul (450-480 nm) e para a região da 1a banda de absorção das clorofilas a e c (400-472 nm), intervalos espectrais que correspondem a regiões de alta absorção pelo fitoplâncton, os valores das correlações foram baixos.

Na região do vermelho (630-700 nm), também com alta absorção pelo fitoplâncton, as correlações também são baixas. Já no intervalo 630-720 nm, as curvas apresentam correlações mais altas a partir de 700 nm. Este efeito é mais pronunciado por causa dos altos valores de densidade e concentração de pigmentos na maioria das amostras do Reservatório de Ibitinga.

Os dois intervalos citados acima têm uma diferença de apenas 20 nm (630-700 e 630-720 nm), porém houve correlações mais altas no segundo intervalo, devido à inclusão da região de transição entre vermelho e infravermelho próximo. Como discutido em capítulos anteriores, esta região de transição tem grande influência em espectros de regiões eutrofizadas como as do Reservatório de Ibitinga. Na região do infravermelho, o retroespalhamento pelas células fitoplanctônicas dominou os espectros, em vez da absorção pela água, que seria característica em amostras oligotróficas.

Com exceção do intervalo de 400-900 nm, as correlações aumentaram com a aplicação da RC, mas, para a maioria dos intervalos testados, este aumento não foi significativo, como mostra a **Tabela 6.11**.

Todos	5	Clorofila a			Clo	Clorofila c		
Interva	lo	$\lambda$ (nm)	r	$\mathbf{R}^2$	$\lambda$ (nm)	r	$\mathbf{R}^2$	
400-472 nm	Sem RC	400	0,34	0,12	400	0,31	0,09	
	Com RC	423	-0,39	0,15	423	-0,38	0,14	
Vermelho	Sem RC	700	0,34	0,12	700	0,31	0,10	
(630- 700 nm)	Com RC	698	-0,40	0,16	698	-0,39	0,15	
Azul	Sem RC	476	0,16	0,03	476	0,14	0,02	
(450- 480 nm)	Com RC	479	-0,26	0,07	469	0,24	0,06	
630-720 nm	Sem RC	720	0,52	0,27	720	0,49	0,24	
	Com RC	711	-0,77	0,59	711	-0,74	0,55	
400- 900 nm	Sem RC	900	0,83	0,69	900	0,80	0,64	
	Com RC	547	-0,83	0,69	547	-0,79	0,63	

Tabela 6.11: Comprimentos de onda com as maiores correlações por intervalo, para a RC aplicada a todas as amostras. Estão em negrito os coeficientes de determinação (R<sup>2</sup>) superiores a 0,50.

Para verificar a correlação para grupos distintos dentro do conjunto de 51 amostras, aplicou-se a RC para os grupos 2 e 3 gerados pelo *K-means*. Os resultados são mostrados a seguir.

### 6.4.2 RC aplicada ao Grupo 2

O grupo 2 possui a segunda maior concentração de clorofilas a e c, caracterizando a grande amplitude das bandas de absorção nas faixas espectrais do azul e do vermelho e de reflectância na faixa do verde. Também é visível nas amostras deste grupo o pico causado pela presença de ficocianina, em aproximadamente 650 nm. A **Figura 6.22** mostra os espectros com e sem RC.

Com exceção do intervalo do azul (450-480), as correlações foram maiores para os espectros sem RC do que com RC. As maiores correlações correspondem aos comprimentos de onda de feições de reflectância das clorofilas a e c (**Tabela 6.12**).







(b)

Figura 6.22: Espectros referentes ao Grupo 2, sem RC (a) e com RC (b).

**Tabela 6.12**: Comprimentos de onda com as maiores correlações por intervalo, para a<br/>RC aplicada ao grupo 2. Estão em negrito os coeficientes de<br/>determinação ( $\mathbb{R}^2$ ) com valores acima de 0,50.

Grupo	2	Clorofila a			C	Clorofila c		
Interva	alo	$\lambda$ (nm)	r	$\mathbf{R}^2$	$\lambda$ (nm)	r	$\mathbf{R}^2$	
400-472 nm	Sem RC	404	-0,71	0,50	404	-0,77	0,60	
	Com RC	440	-0,59	0,34	440	-0,67	0,45	
Vermelho	Sem RC	643	-0,72	0,51	643	-0,78	0,61	
(630- 700 nm)	Com RC	643	-0,66	0,44	644	-0,74	0,55	
Azul	Sem RC	451	-0,66	0,43	451	-0,73	0,53	
(450- 480 nm)	Com RC	475	-0,74	0,55	475	-0,75	0,56	
630-720 nm	Sem RC	710	-0,75	0,56	704	-0,78	0,61	
	Com RC	684	-0,57	0,32	684	-0,66	0,43	
400- 900 nm	Sem RC	570	-0,77	0,60	570	-0,83	0,68	
	Com RC	722	0,73	0,53	722	0,73	0,53	

### 6.4.3 RC aplicada ao Grupo 3

Este grupo possui a menor concentração de clorofilas a e c entre as amostras coletadas, caracterizando uma menor amplitude das feições. As curvas com RC apresentam uma inversão brusca na região do verde e os valores de correlação são muito baixos na região do infravermelho, para as curvas com e sem RC. Para as amostras deste grupo, a região do infravermelho é mais influenciada pela absorção da água e menos pelo espalhamento por células fitoplanctônicas.

Apesar de o grupo 3 ter apresentado as maiores diferenças positivas entre as correlações dos pigmentos com os espectros sem e com RC, os valores dos coeficientes de correlação e determinação foram os menores entre os grupos testados, conforme a **Tabela 6.13**. Por estes resultados, não se pode afirmar que há qualquer correlação entre as amostras deste grupo e a concentração de clorofila nos intervalos testados.

A **Tabela 6.14** mostra um resumo comparativo dos resultados de aplicação da remoção do contínuo para os diferentes grupos e intervalos testados. De acordo com esta tabela, os resultados de RC deste trabalho não são adequados ao desenvolvimento de um modelo, considerando que não foram encontradas relações que explicassem mais de 70 % da variabilidade dos parâmetros estimados (clorofilas a e c).

Grupo	3	C	lorofila	a	Clorofila c		
Interva	lo	$\lambda$ (nm)	r	$\mathbf{R}^2$	$\lambda$ (nm)	r	$\mathbf{R}^2$
400-472 nm	Sem RC	442	-0,10	0,01	444	-0,12	0,01
	Com RC	471	-0,69	0,48	471	-0,66	0,43
Vermelho	Sem RC	700	0,19	0,04	700	0,20	0,04
(630- 700 nm)	Com RC	673	-0,34	0,12	664	-0,37	0,14
Azul (450- 480	Sem RC	450	-0,07	0,01	450	-0,09	0,01
nm)	Com RC	473	0,30	0,09	452	-0,30	0,09
630-720 nm	Sem RC	720	0,21	0,04	720	0,22	0,05
	Com RC	673	-0,33	0,11	673	-0,36	0,13
400- 900 nm	Sem RC	555	0,22	0,05	720	0,22	0,05
	Com RC	536	-0,52	0,27	536	-0,58	0,33

Tabela 6.13: Comprimentos de onda com as maiores correlações por intervalo.

			Cloro	fila a		Clorofila c			
		Sem	RC	Com	RC	Sem	RC	Com	n RC
Intervalo	Grupo	λ	$\mathbf{R}^2$	λ	$\mathbf{R}^2$	λ	$\mathbf{R}^2$	λ	$\mathbf{R}^2$
		(nm)		(nm)		(nm)		(nm)	
	Todos	400	0,12	423	0,15	400	0,09	423	0,14
400-472 nm	G. 2	404	0,50	440	0,34	404	0,60	440	0,45
	G. 3	442	0,01	471	0,48	444	0,01	471	0,43
Vermelho	Todos	700	0,12	698	0,16	700	0,10	698	0,15
(630- 700 nm)	G. 2	643	0,51	643	0,44	643	0,61	644	0,55
	G. 3	700	0,04	673	0,12	700	0,04	664	0,14
Azul	Todos	476	0,03	479	0,07	476	0,02	469	0,06
(450- 480 nm)	G. 2	451	0,43	475	0,55	451	0,53	475	0,56
	G. 3	450	0,01	473	0,09	450	0,01	452	0,09
	Todos	720	0,27	711	0,59	720	0,24	711	0,55
630-720 nm	G. 2	710	0,56	684	0,32	704	0,61	684	0,43
	G. 3	720	0,04	673	0,11	720	0,05	673	0,13
	Todos	900	0,69	547	0,69	900	0,64	547	0,63
400- 900 nm	G. 2	570	0,60	722	0,53	570	0,68	722	0,53
	G. 3	555	0,05	536	0,27	720	0,05	536	0,33

# **Tabela 6.14**: Resumo de resultados da aplicação de RC. Estão em negrito os coeficientes de determinação $(R^2)$ com valores acima de 0,50.

### 6.5 Comparação entre os tratamentos aplicados ao conjunto de dados e integração dos resultados.

A **Tabela 6.15** mostra os valores de  $R^2$  superiores a 0,7 para cada tratamento aplicado ao conjunto de dados deste trabalho. Para a clorofila-a, o desempenho das derivadas (coeficientes de determinação entre 0,82 e 0,91) é ligeiramente superior ao das razões espectrais (coeficientes de determinação entre 0,7 e 0,85). Esta característica se mantém com a aplicação da função logarítmica aos dados brutos de clorofila-a (coeficientes de determinação entre 0,74 e 0,98 para as derivadas e entre 0,7 e 0,83 para as razões espectrais). Este fato se deve, provavelmente, à capacidade da análise derivativa de desconsiderar a variação nas condições de intensidade de iluminação, como discutido anteriormente. Na aplicação das razões espectrais, não são desprezadas possíveis variações causadas por variações no ângulo solar, na cobertura de nuvens ou diferentes condições na superfície da água e, portanto, podem interferir na comparação entre amostras.

Para outras variáveis não foram aplicadas razões espectrais, porque a clorofila era o principal componente da maioria das amostras, permitindo relacionar posições espectrais de máximo e mínimo para esta variável. Considerando o conjunto total de dados deste trabalho, as bandas mais úteis estão posicionadas na região do infravermelho próximo. Houve algumas posições de boa correlação na faixa do visível para a densidade (552 e 411 nm) e turbidez (455, 541, 558, 560 e 577 nm).

		Tratamento			
Variável ambiental	Função	Descrição	Conjunto de dados	Posição (nm)	$\mathbf{R}^2$
Variável ambiental Clorofila-a	Função potência linear logarítmica potência exponencial linear potência exponencial Correlação Correlação Correlação	Descrição razão espectral razão espectral razão espectral razão espectral razão espectral razão espectral razão espectral razão espectral razão espectral 1ª derivada (FRB) 2ª derivada (FRB) 1ª derivada (FRB)	Conjunto de dados todos todos todos todos todos todos todos todos todos todos todos todos todos	Posição (nm) 685/745 nm 739/754 nm 739/754 nm 806/571 nm 806/571 nm 895/698 nm 895/698 nm NIR/R NIR/R 747 855 754 898 868	<b>R</b> <sup>2</sup> 0,80 0,74 0,77 0,80 0,77 0,85 0,71 0,80 0,70 0,88 0,85 0,85 0,97
	Correlação	2ª derivada (FRB)	Grupo 4	644	0,82
	Correlação Correlação	1 <sup>a</sup> derivada (FRB) 2 <sup>a</sup> derivada (FRB)	Grupo 4 Grupo 2	868 644	0,90 0.82
	Correlação	2 <sup>a</sup> derivada (FRB)	Grupo 4	711	0,91
	Correlação	2 uerivada (FRB)	Grupo 4	894	0,90

**Tabela 6.15**: Tabela de consistência considerando todos os tratamentos e dados<br/>analisados com valores de  $R^2$  superiores a 0,7 – Continua.

				(continua	.)
	potência	razão espectral	todos	440/550 nm	0,72
	exponencial	razão espectral	todos	445/554 nm	0,70
	potência	razão espectral	todos	477/700 nm	0,80
	exponencial	razão espectral	todos	477/700 nm	0,83
	potência	razão espectral	todos	520/550 nm	0,72
	exponencial	razão espectral	todos	520/550 nm	0,76
	exponencial	razão espectral	todos	525/554 nm	0,73
	logarimtica	razão espectral	todos	685/745 nm	0,80
	potência	razão espectral	todos	685/745 nm	0,75
	exponencial	razão espectral	todos	685/745 nm	0,78
	potência	razão espectral	todos	700/560 nm	0,74
Log N	exponencial	razão espectral	todos	700/560 nm	0,72
(Clorofila-a)	potência	razão espectral	todos	700/675 nm	0,73
(,	potência	razão espectral	todos	705/670	0,75
	potência	razão espectral	todos	706/676	0,75
	linear	razão espectral	todos	806/571 nm	0,77
	logaritmica	razão espectral	todos	806/571 nm	0,80
	potência	razão espectral	todos	806/571 nm	0,77
	logaritmica	razão espectral	todos	895/698 nm	0,71
	linear	razão espectral	todos	NIR/Red	0,70
	logaritmica	razão espectral	todos	NIR/Red	0,80
	potência	razão espectral	todos	NIR/Red	0,75
		NDVI	todos		0,78
	Correlação	1a derivada (FRB)	todos	539	0,74
	Correlação	1a derivada (FRB)	todos	611	0,77
	Correlação	2a derivada (FRB)	todos	587	0,78
	Correlação	2a derivada (FRB)	todos	473	0,76
	Correlação	1a derivada (FRB)	Grupo 1	898	0,80
	Correlação	1a derivada (FRB)	Grupo 4	751	0,85
	Correlação	2a derivada (FRB)	Grupo 2	644	0,83
	Correlação	2a derivada (FRB)	Grupo 4	860	0,96
	Correlação	2a derivada (FRB)	Grupo 4	894	0,98
	Correlação	simples com FRB	todos	723	0,705
pН	Correlação	Simples com FRB	grupo verde	706	0,719

Tabela 6.15: Continuação

Oxigênio	Correlação	Simples com FRB	grupo verde	709	0,791
	Correlação	1a derivada (FRB)	todos	654	0,84
	Correlação	1a derivada (FRB)	Grupo 1	794	0,90
	Correlação	1a derivada (FRB)	Grupo 1	742	0,96
Densidade	Correlação	1a derivada (FRB)	Grupo 4	653	0,98
Densidade	Correlação	1a derivada (FRB)	Grupo 4	552	0,87
	Correlação	2a derivada (FRB)	Grupo 1	744	0,93
	Correlação	2a derivada (FRB)	Grupo 1	704	0,86
	Correlação	2a derivada (FRB)	Grupo 2	411	0,81
	Correlação	2a derivada (FRB)	Grupo 4	667	0,97
	Correlação	2a derivada (FRB)	Grupo 4	643	0,96
	Correlação	1a derivada (FRB)	Grupo 1	699	0,87
	Correlação	1a derivada (FRB)	Grupo 1	560	0,99
	Correlação	1a derivada (FRB)	Grupo 3	817	0,83
	Correlação	1a derivada (FRB)	Grupo 3	703	0,85
	Correlação	1a derivada (FRB)	Grupo 4	649	0,88
	Correlação	1a derivada (FRB)	Grupo 4	558	0,80
Turbidez	Correlação	2a derivada (FRB)	Grupo 1	577	0,94
	Correlação	2a derivada (FRB)	Grupo 1	541	0,97
	Correlação	2a derivada (FRB)	Grupo 2	455	0,73
	Correlação	2a derivada (FRB)	Grupo 3	713	0,84
	Correlação	2a derivada (FRB)	Grupo 4	701	0,81
	Correlação	2a derivada (FRB)	Grupo 4	604	0,84
	Correlação	2a derivada (FRB)	Grupo 3	690	0,83
				(conclus	são)

Tabela 6.15: Conclusão.

A **Tabela 6.16** apresenta uma síntese das melhores posições espectrais definidas nos diferentes tratamentos aplicados ao conjunto de dados. Os resultados de remoção do contínuo, apesar de não terem atingido bons coeficientes de determinação, mostram exatamente a mesma posição espectral (547 nm) para as correlações com a clorofila-a e com a clorofila-c. Entre as razões espectrais e análises derivativas, a maioria dos tratamentos aponta a região do infravermelho próximo como a mais adequada para o desenvolvimento de modelos matemáticos. Esta característica se deve à grande amplitude de valores, que tem impacto maior nesta região do espectro, porém há necessidade de análises mais criteriosas, pois, como observado em capítulos anteriores,

amostras de valores extremos influenciam no desenvolvimento do modelo, que deve se ajustar à escala necessária para incluir todo o intervalo de valores das amostras.

Variável	Tratamento	Posição (nm)	$R^2$
	Razão espectral (linear)	895/698 nm	0,85
	1a derivada (todas as amostras)	747	0,88
. 1	2a derivada (todas as amostras)	855	0,85
Clorofila-a (µg.L <sup>-1</sup> )	2a derivada (todas as amostras)	754	0,85
	1a derivada (Grupo 1)	898	0,97
	1a derivada (Grupo 4)	868	0,90
	2a derivada (Grupo 2)	644	0,82
	2a derivada (Grupo 4)	711	0,91
	RC (400-900 nm, todas as amostras)	547	0,69
Clorofila-c	RC (400-900 nm, todas as amostras)	547	0,63
	razão espectral (exponencial)	477/700 nm	0,83
Log N (Clorofila-a)	1a derivada (todas as amostras)	611	0,77
	2a derivada (todas as amostras)	587	0,78
	1a derivada Grupo 1	898	0,80
	1a derivada Grupo 4	751	0,85
	2a derivada Grupo 2	644	0,83
	2a derivada Grupo 4	894	0,98
	Correlação simples com FRB	723	0,71
pН	Correlação com FRB (pico no verde)	706	0,72
Oxigênio dissolvido	Correlação com FRB (pico no verde)	709	0,79
	1a derivada (todas as amostras)	654	0,84
Log N (Clorofila-a) Log N (Clorofila-a) 1a d 2a d 2a d 2a d Com pH Oxigênio dissolvido Com pH Com 1a d 1a d 2a d 1a d 1a d 1a d 1a d 2a d 1a d 1a d 1a d 2a d 1a d 1a d 2a d 1a d 1a d 2a d 1a d 1a d 2a d 2a d 1a d 1a d 2a d 2a d 1a d 1a d 2a d	1a derivada (Grupo 1)	742	0,96
	1a derivada (Grupo 4)	653	0,98
Densidade	2a derivada (Grupo 1)	744	0,93
Densidade	2a derivada (Grupo 2)	411	0,81
	2a derivada (Grupo 4)	667	0,97
	1a derivada (Grupo 1)	560	0,99
	1a derivada (Grupo 3)	703	0,85
	1a derivada (Grupo 4)	649	0,88
Turbidez	2a derivada (Grupo 1)	541	0,97
	2a derivada (Grupo 2)	455	0,73
	2a derivada (Grupo 3)	713	0,84
	2a derivada (Grupo 4)	604	0,84

**Tabela 6.16**: Síntese com o maior valor de  $R^2$  para cada tratamento.

## 7 AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE DISCRIMINAÇÃO DE GRUPOS FITOPLANCTÔNICOS

Uma das hipóteses deste trabalho era a de que seria possível distinguir diferentes grupos de fitoplâncton através de suas assinaturas espectrais. Uma das maneiras de realizar esta análise seria a aplicação do mapeamento por ângulo espectral, citado na revisão bibliográfica.

As amostras coletadas no reservatório de Ibitinga, contudo, não são as mais adequadas para este tipo de análise, devido ao predomínio de *Microcystis aeruginosa* (considerando células livres e colônias) em 46 de 50 amostras analisadas. As quatro amostras restantes tiveram predomínio de outros dois gêneros, porém todos pertencentes à classe CYANOPHYCEAE.

Como não foi possível testar a discriminação de classes devido ao predomínio de uma única classe (CYANOPHYCEAE) em todas as amostras, o algoritmo foi aplicado sobre o conjunto de amostras disponíveis para avaliar em que medida a reflectância espectral poderia ser usada para prever a diferenciação entre gêneros. As seguintes amostras foram escolhidas como referência para o algoritmo:

- a)Amostra 5, denominada **CLM**, com abundância relativa de 99,66 % de células livres de *Mycroystis aeruginosa*.
- b)Amostra 45, denominada **MIC\_B**, com abundância relativa de 90, 58% de células livres de *Mycroystis aeruginosa.*, porém, ao contrário da amostra CLM, contendo clorofila-b.
- c)Amostra 22, denominada **APHA**, com abundância relativa de 81,82% de *Aphanothece* sp.
- d)Amostra 30, denominada **PSEUDO**, com abundância relativa de 53,75% de *Pseudoanabaena* sp.

A Figura 7.1 mostra os espectros das quatro amostras escolhidas como referência. Os espectros foram normalizados, ou seja, colocados em uma escala de zero a um, para

facilitar a comparação. Visualmente, pode-se observar que há diferenças entre os grupos escolhidos, principalmente na região do vermelho e infravermelho próximo.



Figura 7.1: Espectros normalizados (colocados em escala de zero a um) das quatro amostras escolhidas como referência para aplicação do mapeamento por ângulo espectral.

Uma das possibilidades de diferenciação entre os quatro grupos seria pela composição de pigmentos, que tem interferência direta nos espectros em que o algoritmo foi aplicado. A princípio, analisando-se o conjunto de amostras disponíveis, a composição de pigmentos não seria o fator principal de diferenciação, porque as espécies escolhidas como referências apresentam pigmentos comuns à classe CYANOPHYCEAE. Entretanto, seria possível haver influência da clorofila-b, pigmento que não está presente nas cianobactérias, mas que esteve presente em uma das amostras, proveniente de organismos de outras classes.

Outro pressuposto teórico para testar a acurácia na discriminação de grupos é o conhecimento de que outros fatores, como tamanho e forma das células e colônias, também têm influência no espectro final, como mostrado no Capítulo 2 (Agustí e Phlips, 1992; Kirk, 1993 e Ciotti et al, 2002). A **Figura 7.2** mostra as diferenças de tamanho, forma e ocorrência de algumas das espécies encontradas no reservatório. É

possível observar, por exemplo, que *Mycroystis aeruginosa* e *Aphanothece* sp têm formato esféróide e que *Pseudoanabaena* sp ocorre na forma filamentosa. Além disto, o espalhamento da radiação eletromagnética por partículas depende basicamente de seu tamanho em relação ao comprimento de onda incidente. As dimensões das células podem variar entre 3  $\mu$ m e 60 $\mu$ m, distribuindo-se tanto na forma de células livres quanto de colônias que podem ser vistas a olho nu (Kirk, 1993; Wetzel e Likens, 2000; Calijuri et al. 2006). O impacto destas diferenças nos espectros dependerá da concentração de células na amostra.



Figura 7.2: Fotos das principais espécies encontradas no Reservatório de Ibitinga. Fonte: fotos de Meyer (2008).

De um total de 51 amostras coletadas, uma não pôde ser analisada devido a problemas de preservação e quatro (citadas acima) foram usadas como referência para a aplicação do algoritmo. O teste, portanto, foi aplicado a 46 amostras. A **Tabela 7.1** mostra os erros de inclusão e omissão para os resultados obtidos.

	CLM	APHA	PSEUDO	MIC_B	Total
CLM	19	1	17	7	44
APHA	0	0	0	1	1
PSEUDO	0	0	1	0	1
MIC_B	0	0	0	0	0
Total	19	1	18	8	46

 Tabela 7.1: Tabela de erros de inclusão e omissão da diferenciação de grupos feita através de mapeamento por ângulo espectral.

A amostra 45 foi escolhida como referência para o grupo MIC\_B por ser a única, entre as 50 amostras, em que o pigmento clorofila-b foi detectado. A intenção ao escolher esta amostra foi verificar a influência da clorofila-b na discriminação dos espetros. Porém, como não há outras amostras com clorofila-b para comparação, apenas pôde-se verificar se outras amostras seriam classificadas erroneamente como pertencentes a este grupo. Realmente, houve 7 casos em que amostras do grupo CLM foram classificadas como MIC\_B. Entretanto, considerando-se que os grupos CLM e MIC\_B tinham a mesma espécie dominante, estes 7 casos podem ser entendidos como "acertos". Nestas amostras, mostradas na **Figura 7.3**, a influência da clorofila-b não foi suficiente para promover alterações distinguíveis espectralmente, provavelmente devido à baixa concentração deste pigmento em comparação com os demais (0,32 mg.m<sup>-3</sup> de clorofila-c na amostra 45 e média de 217,49 mg.m<sup>-3</sup> de clorofila-a para as amostras classificadas neste grupo).

A **Figura 7.4** mostra o espectro de referência juntamente com os espectros classificados corretamente como pertencentes ao grupo CLM. Era esperado que mais espectros fossem classificados neste grupo. A **Figura 7.5** mostra este segundo grupo de espectros (erros de omissão do algoritmo).



**Figura 7.3:** Espectro de referência (linha grossa) e espectros classificados erroneamente como pertencentes ao grupo MIC\_B.



**Figura 7.4:** Espectro de referência (linha grossa) e espectros classificados corretamente para o grupo CLM.



Figura 7.5: Espectro de referência (linha grossa) e espectros pertencentes ao grupo CLM, mas classificados como pertencentes a outros grupos (erros de omissão do algoritmo).

Era esperado que o algoritmo classificasse 42 amostras como pertencentes ao grupo CLM. Houve 19 amostras classificadas para este grupo, ou, se forem somadas também as amostras do grupo MIC\_B, como discutido acima, 26 amostras no total. A espécie *Mycroystis aeruginosa* não só esteve presente em todas as amostras, como apresentou dominância na maioria delas. Entretanto, outros fatores parecem interferir na forma final do espectro das amostras. Um destes fatores parece ser a presença de outros gêneros, mesmo que em menor proporção. A análise das classificações para os outros grupos também indica esta interferência: em 4 casos, foram classificadas como PSEUDO amostras que pertenceriam ao grupo CLM, mas que apresentavam *Pseudoanabaena* sp como segundo gênero de maior abundância.

Para o grupo APHA, era esperado que apenas uma amostra fosse incluída, devido à dominância de *Aphanothece* sp em apenas mais uma amostra. O mesmo se aplica ao grupo PSEUDO: havia apenas duas amostras com dominância de *Pseudoanabaena* sp, sendo uma delas a amostra usada como referência. A amostra pertencente ao grupo PSEUDO foi classificada corretamente neste grupo, porém houve erros de inclusão. Os espectros de referência e classificados para o grupo PSEUDO são mostrados na **Figura** 

**7.6**. Na classificação do grupo APHA houve erros de inclusão e omissão, mostrados na **Figura 7.7**.



Figura 7.6: Espectro de referência (linha grossa preta), acerto (linha grossa vermelha) e erros de inclusão do grupo PSEUDO.

Analisando-se as figuras anteriores, é possível verificar que, além do gênero dominante, há outros fatores determinando a diferenciação dos espectros. As médias das variáveis físico-químicas e biológicas para os quatro grupos estabelecidos pelo algoritmo, listadas na **Tabela 7.2**, demonstram esta influência.

A concentração de clorofila-a e clorofila-c e a densidade tiveram grande impacto na diferenciação dos grupos. Outras variáveis, como turbidez e transparência, acompanham a variação na concentração de pigmentos. Como discutido anteriormente, as amostras analisadas, por pertencerem à mesma classe, possuíam os mesmos tipos de pigmentos, portanto o fator determinante neste caso foi concentração e não a variação de pigmentos.



Figura 7.7: Espectro de referência (linha grossa) e espectros referentes aos erros de inclusão e omissão para o grupo APHA.

Também é possível verificar a influência da densidade e abundância nos erros de omissão e inclusão. A **Tabela 7.3** lista as variáveis físico-químicas e biológicas para grupos de acertos, erros de inclusão e erros de omissão na classificação pelo mapeamento por ângulo espectral, evidenciando esta influência. Nos erros de omissão do grupo CLM, por exemplo, a abundância do organismo dominante diminui e aumenta a abundância do organismo com segunda maior abundância, sugerindo maior influência deste último nos espectros que não foram incluídos. No grupo PSEUDO houve diferença nos valores de densidade e abundância para o primeiro e segundo organismos de maior abundância, porém houve pouca alteração no valor da densidade total da amostra, sugerindo maior variabilidade de organismos.

Os grupos APHA e MICB, em geral, apresentaram valores baixos se comparados aos outros dois grupos. No grupo APHA, os valores de densidade e abundância do organismo dominante aumentam nos erros de inclusão, enquanto nos erros de omissão estes valores aumentam para o segundo organismo de maior abundância.

Comparando-se os valores da **Tabela 7.2**, conclui-se que há um padrão de diferenciação nos grupos definidos pelo algoritmo, porém, para as amostras analisadas, a diferenciação é definida por um conjunto de variáveis, sendo que o fator determinante não é a dominância de gêneros ou a composição de pigmentos, como suposto inicialmente.

	CLM*	PSEUDO*	MICB**	APHA**
Clorofila-a (mg.m <sup>-3</sup> )	7.615,44	54,00	22,40	16,33
Clorofila-b (mg.m <sup>-3</sup> )	0,00	0,00	0,32	0,00
Clorofila-c (mg.m <sup>-3</sup> )	420,83	3,07	1,02	0,80
Feoftina (mg.m <sup>-3</sup> )	0,3283	0,0066	0,0006	0,0012
pH	10,09	9,33	8,32	7,83
Turbidez (NTU)	135,70	20,50	4,00	5,00
Oxigênio Dissolvido (mg/l)	19,62	13,33	8,99	6,52
Temperatura (°C)	28,74	27,90	29,80	28,70
Profundidade (m)	16,64	9,30	13,40	14,90
Condutividade (mS.cm <sup>-1</sup> )	0,21	0,22	0,10	0,08
Secchi (cm)	21,00	130,00	140,00	150,00
Densidade do gênero	26.871.207,01	331.026,81	4.064,49	6.396,35
dominante				
Abundância gen. dominante	92,45	43,99	90,58	81,82
(%)	102 506 27	170 072 02	1.007.00	621 74
Densidade 20 gen. mais	403.596,37	170.972,02	1.007,99	031,/4
Abundância 20 gon mais	4 30	20.07	62.00	8.08
abundante ( $\%$ )	4,50	29,07	02,00	0,00
Densidade Total da Amostra	27.410.867,12	1.183.648,19	6.925,89	8.370,53

**Tabela 7.2:** Principais variáveis físico-químicas e biológicas para os grupos separados pelo mapeamento por ângulo espectral.

\* Os valores dos grupos CLM e PSEUDO são médias das amostras de cada grupo.

\*\* Os valores dos grupos MICB e APHA são os valores das amostras usadas como referência, considerando que nenhum outro espectro foi classificado como pertencente a estes grupos.

	CLM		PSEUDO		АРНА			MICB	
	ACERTOS	OMISSÃO	ACERTOS	INCLUSÃO	REF	INCLUSÃO	OMISSÃO	REF	INCLUSÃO
Clorofila-a (mg.m <sup>-3</sup> )	7.615,44	186,86	54,00	194,19	16,33	6,14	22,83	22,40	173,38
Clorofila-b (mg.m <sup>-3</sup> )	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,32	0,00
Clorofila-c (mg.m <sup>-3</sup> )	420,83	8,32	3,07	8,52	0,80	0,34	1,20	1,02	8,01
Feoftina (mg.m <sup>-3</sup> )	0,3283	0,0094	0,0066	0,0129	0,0012	0,0016	0,0031	0,0006	0,0021
pH	10,09	8,97	9,33	9,36	7,83	7,51	7,66	8,32	8,16
Turbidez (NTU)	135,70	20,16	20,50	26,41	5,00	3,00	4,00	4,00	7,00
Oxigênio Dissolvido (mg/l)	19,62	12,66	13,33	14,82	6,52	4,63	6,14	8,99	8,25
Temperatura (°C)	28,74	27,60	27,90	27,69	28,70	27,50	27,00	29,80	27,36
Profundidade (m)	16,64	11,82	9,30	13,28	14,90	7,00	6,10	13,40	8,63
Condutividade (mS.cm <sup>-1</sup> )	0,21	0,20	0,22	0,20	0,08	0,22	0,22	0,10	0,20
Secchi (cm)	21,00	121,20	130,00	94,71	150,00	220,00	170,00	140,00	171,25
Densidade do gênero dominante	26.871.207,01	661.330,66	331.026,81	968.180,67	6.396,35	12.388,57	2.432,19	4.064,49	8.029,83
Abundância gen. dominante (%)	92,45	75,54	43,99	78,65	81,82	89,44	61,11	90,58	65,38
Densidade 20 gen. mais abundante	403.596,37	41.220,25	170.972,02	59.681,01	631,74	585,29	884,43	1.007,99	2.028,52
Abundância 20 gen. mais abundante (%)	4,30	13,26	29,07	10,72	8,08	4,23	22,22	62,00	20,88
Densidade Total da Amostra	27.410.867,12	711.754,49	1.183.648,19	1.040.344,10	8.370,53	14.046,88	4.311,61	6.925,89	12.284,67

 Tabela 7.3: Principais variáveis físico-químicas e biológicas para grupos de acertos, erros de inclusão e erros de omissão na classificação pelo mapeamento por ângulo espectral.

Observações: Grupo CLM: sem erros de inclusão Grupo PSEUDO: sem erros de omissão Grupo APHA: sem acertos, apenas referência. Grupo MICB: sem acertos e sem erros de omissão Densidade expressa em organismos.mL<sup>-1</sup>

\* Médias dos valores das amostras de cada grupo, a não ser quando especificado por "REF", com valores absolutos da amostra de referência.

### 7.1 Reaplicações do algoritmo

Como houve uma amplitude muito grande de valores entre as amostras analisadas, a região do infravermelho próximo poderia exercer influência sobre a classificação através do mapeamento por ângulo espectral. Para verificar esta possibilidade, o algoritmo foi reaplicado usando-se as mesmas amostras-referência, porém para novos conjuntos de dados:

- a) FRB das amostras na região limitada entre 400 e 670 nm
- b) segunda derivada do FRB das amostras, entre 400 e 900 nm,
- c) segunda derivada do FRB das amostras, entre 400 e 670 nm,

A **Tabela 7.4** mostra os erros de inclusão e omissão da reaplicação do teste para a região entre 400 e 670 nm. Houve 72% de acertos, o que significa um aumento expressivo na acurácia de classificação em comparação com a primeira aplicação do teste. Todos os acertos, entretanto, referem-se ao grupo CLM. Entre os erros, duas amostras CLM classificadas como APHA tinham APHA como segundo gênero mais abundante; uma amostra PSEUDO classificada como CLM tinha CLM como segundo gênero mais abundante e uma amostra CLM classificada como PSEUDO tinha PSEUDO como segundo gênero mais abundante, afirmando a influência do segundo gênero mais abundante.

**Tabela 7.4:** Tabela de erros de inclusão e omissão para a diferenciação de grupos fitoplanctônicos através de mapeamento por ângulo espectral, para a região espectral limitada entre 400 e 670 nm.

	CLASSIFICADOS						
	CLM	APHA	PSEUDO	MICB	TOTAL		
CLM	33	4	6	1	44		
APHA	0	0	0	1	1		
PSEUDO	1	0	0	0	1		
MICB	0	0	0	0	0		
TOTAL	34	4	6	2	46		

Aplicando-se o mapeamento por ângulo espectral à segunda derivada do FRB das amostras, entre 400 e 900 nm, o índice de acertos foi de 65%, menor que o anterior,

porém com acertos para os grupos APHA e PSEUDO. Não eram esperadas classificações para o grupo MICB, como discutido anteriormente. Os resultados para este conjunto de dados estão na **Tabela 8.5**.

**Tabela 7.5:** Tabela de erros de inclusão e omissão para a diferenciação de grupos fitoplanctônicos através de mapeamento por ângulo espectral, para a segunda derivada da região espectral entre 400 e 900 nm.

	CLASSIFICADOS						
	CLM	APHA	PSEUDO	MICB	TOTAL		
CLM	28	5	11	0	44		
APHA	0	1	0	0	1		
PSEUDO	0	0	1	0	1		
MICB	0	0	0	0	0		
TOTAL	28	6	12	0	46		

Para o último conjunto testado, com segunda derivada do FRB na região entre 400 e 670 nm, houve 74% de acertos, o maior índice obtido. Os resultados para este conjunto de dados, mostrados na **Tabela 8.6**, juntamente com os resultados da **Tabela 8.4**, demonstram que realmente a região do infravermelho próximo exerceu influência sobre a classificação dos espectros, sendo recomendável a delimitação da região espectral em estudo. Ainda assim, seria necessário aumentar o número de amostras com dominância de APHA, PSEUDO e MICB para se fazer afirmações mais precisas sobre o teste.

**Tabela 7.6:** Tabela de erros de inclusão e omissão para a diferenciação de grupos fitoplanctônicos através de mapeamento por ângulo espectral, para a segunda derivada da região espectral entre 400 e 670 nm.

	CLASSIFICADOS					
	CLM	APHA	PSEUDO	MICB	TOTAL	
CLM	33	5	6	0	44	
APHA	0	1	0	0	1	
PSEUDO	1	0	0	0	1	
MICB	0	0	0	0	0	
TOTAL	34	6	6	0	46	

### 8 CONCLUSÃO, CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS

Para desenvolver bons métodos de monitoramento dos corpos d'água, como discutido no início deste trabalho, é necessário conhecer estes ecossistemas. Há muitas informações bem estabelecidas nos ramos da limnologia e da ficologia que dão suporte a estes métodos, mas estudos unindo os temas "sensoriamento remoto" e "águas interiores" ainda são poucos, principalmente para dados brasileiros. Este foi o fator inicial de elaboração do planejamento desta tese.

Com relação aos objetivos estabelecidos no início do trabalho:

(a) Na verificação de diferenças na medição do fator de reflectância bidirecional (FRB) de amostras de fitoplâncton *in situ* e em laboratório, houve várias dificuldades. Durante mais de um ano, foram feitos testes em laboratório, com condições controladas de iluminação e todas as características de medição conhecidas e bem definidas. Além de problemas com o sinal obtido em sala escura, com necessidade de amostras com concentrações muito altas de clorofila, houve, também, dificuldades de transporte e armazenamento de amostras, porque as amostras de fitoplâncton não eram cultivadas no local de medição, mas sim coletadas em ambiente natural. Para que os experimentos se tornassem viáveis, foi necessário fazer adaptações nesta metodologia. A principal mudança, recomendada para outros trabalhos neste tema, foi a substituição das medições em laboratório (ou sala escura) por medições em ambientes abertos, com iluminação natural. A iluminação natural, apesar de apresentar maior variabilidade que a artificial, permite a obtenção de espectros com menos ruído, o que é um fator importante no tratamento dos dados, e, principalmente, na exploração e análise de feições sutis, que podem ser perdidas em um espectro com baixa relação sinal/ruído.

(b) Para as diferenças na medição do FRB do fitoplâncton em ambiente natural e de amostras adicionadas a um tanque, a metodologia não foi eficaz, devido a dois problemas principais: a homogeneização da amostra no interior do tanque e o grande

aumento na concentração de feoftina entre o início e o fim dos experimentos. Para as diferenças na medição do FRB do fitoplâncton em ambiente natural e de amostras adicionadas a filtros de fibra de vidro, conclui-se que os filtros são representativos das amostras medidas *in situ* apenas para regiões altamente eutrofizadas. Em regiões sem florescimentos, os espectros dos filtros divergem dos espectros obtidos *in situ*. Sugere-se, para trabalhos futuros, a medição de valores de absorção dos filtros em esfera integradora para reavaliação do potencial de uso dos filtros.

(c) Entre os métodos e técnicas de tratamento dos dados espectrais para interpretação da resposta espectral do fitoplâncton em ambiente natural, o desempenho das derivadas (coeficientes de determinação entre 0,82 e 0,91) foi ligeiramente superior ao das razões espectrais (coeficientes de determinação entre 0,7 e 0,85) em correlações com a clorofila-a. Este fato se deve, provavelmente, à capacidade da análise derivativa de desconsiderar a variação nas condições de intensidade de iluminação, como discutido anteriormente. Na aplicação das razões espectrais, não são desprezadas possíveis variações causadas por variações no ângulo solar, na cobertura de nuvens ou diferentes condições na superfície da água e, portanto, podem interferir na comparação entre amostras.

Os resultados de remoção do contínuo não apresentaram bons coeficientes de determinação na correlação com as clorofilas a e c. Em trabalhos futuros, pretende-se testar outros intervalos espectrais e outras formas de interpretação, além da correlação simples.

Recomenda-se que, para dados com grande amplitude de valores, como os deste trabalho, seja obtido um número maior de amostras, para possibilitar a divisão dos dados em subgrupos, se assim for necessário, sem prejuízos para as análises estatísticas. Há grandes dificuldades operacionais, contudo, de se coletar um número grande de amostras. Neste trabalho, por exemplo, foram necessários 5 dias para medir 51 estações amostrais, em boas condições climáticas e com equipe de 4 pessoas. Na impossibilidade de ampliar as coletas em campo, recomenda-se evitar grandes gradientes para que o intervalo de valores seja tratado adequadamente.
(d) Das técnicas testadas, as posições espectrais com maior potencial de obtenção de informações sobre as amostras de fitoplâcnton estão relacionadas à região do infravermelho próximo. Os resultados da aplicação de razões espectrais e análises derivativas apontam esta região como a mais adequada para o desenvolvimento de modelos matemáticos. Esta característica se deve à grande amplitude de valores, que tem impacto maior nesta região do espectro, porém há necessidade de análises mais criteriosas, pois, amostras de valores extremos influenciam no desenvolvimento do modelo. Houve algumas posições de boa correlação na faixa do visível para a densidade (552 e 411 nm) e turbidez (455, 541, 558, 560 e 577 nm).

(e) A aplicação dos resultados em imagens e a simulação da resposta de sensores orbitais mostrou que é possível aplicar a dados orbitais as informações obtidas através de dados de radiometria.

(f) O potencial de discriminação de grupos fitoplanctônicos através de dados espectrais foi testado apenas parcialmente, devido à dominância de uma única classe (CYANOPHYCEAE) em todas as amostras.Verificou-se que, mesmo com a presença de outros grupos fitoplanctônicos no ambiente natural e nas amostras, a dominância de cianobactérias domina também a forma espectral padrão, sendo difícil detectar, através dos espectros, a presença dos demais grupos. O mapeamento por ângulo espectral aplicado às amostras deste trabalho mostrou que houve um padrão de diferenciação nos grupos definidos pelo algoritmo, porém, o fator determinante não foi a dominância de gêneros ou a composição de pigmentos, mas sim o conjunto de características físicas, químicas e biológicas.

Em face destas considerações, a hipótese deste trabalho foi confirmada no que diz respeito à possibilidade de detecção e estimativa de florescimentos fitoplanctônicos por sensoriamento remoto. A hipótese de que seria possível discriminar grupos fitoplanctônicos através de seus pigmentos diagnósticos não pôde ser testada de modo conclusivo.

#### Outras considerações:

- Com o aumento da densidade fitoplanctônica, as células atuam como espalhadoras porque há pouca probabilidade de a radiação interagir diretamente com a superfície da água. Por isso, recomenda-se que este estágio máximo de florescimento seja evitado em trabalhos cujo interesse principal seja a massa de água e não o fitoplâncton, pois há pouca ou nenhuma informação sobre a camada de água abaixo da espuma fitoplanctônica.

- A maioria dos espectros medidos no Reservatório de Ibitinga mostrou características citadas na literatura para espectros de águas dominadas por cianobactérias: uma feição de absorção próxima a 630 nm, e um pico próximo a 650 nm, causados pelo pigmento ficocianina. Pretende-se, em trabalhos futuros, medir em laboratório outros pigmentos além das clorofilas e feoftina, para que sejam também considerados na análise dos espectros.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

ACKLESON, S.G. Light in shallow waters: A brief research review. Limnology and Oceanography, v. 48, n. 1, part 2, p. 323-328, 2003.

ACKLESON, S.G.; ROBINS, D.B. Flow cytometric determinations of North Sea phytoplankton optical properties. **Netherlands Journal of Sea Research, v.** 25,n. 18, p. 11-20, 1990.

AGUIRRE-HERNÁNDEZ, E.; GAXIOLA-CASTROA, G.; NÁJERA-MARTÍNEZA, S.; BAUMGARTNER, T.; KAHRU, M.; MITCHELL, B.G. Phytoplankton absorption, photosynthetic parameters, and primary production off Baja California: summer and autumn 1998. **Deep-Sea Research II**, v. 51, p. 799–816, 2004.

AGUSTÍ, S.; PHLIPS, E.J. Light absorption by cyanobacteria: Implications of the colonial growth form. Limnology and Oceanography Notes, v.37, n.2, p. 434-441, 1992.

ARENZ, R.F.; LEWIS JR.,W.M.; SAUNDERS, J.F. Determination of chlorophyll and dissolved organic carbon from reflectance data for Colorado Reservoirs. **International Journal of Remote Sensing**, vol. 17, n. 8, p. 1547-1566, 1996.

ASNER, G. P.; NEPSTAD, D.; CARDINOT, G.; MOUTINHO, P.; HARRIS, T.; RAY, D. EO-1 Hyperion measures canopy drought stress in Amazônia. In: JPL AIRBORNE EARTH SCIENCE WORKSHOP, 12., Pasadena. **Anais**... Pasadena, California: NASA\_JPL\_ California Institute of Technology, abr. 2003. v. 04-6.

AZEVEDO, S.M.F.O.; BRANDÃO, C.C.S. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde, 2003. 56 p.

BABIN, M.; STRAMSKI,D.; FERRARI,G.M.; CLAUSTRE, H.; BRICAUD, A.; OBOLENSKY, G.; HOEPFFNER, N. Variations in the Light absorption co-efficients of phytoplankton, nonalgal particle, and disolved organic matter in coastal waters around europe. Journal of Geophysical Research, v.108, n. C7, p. 3211, 2003.

BARBOSA, C. C. F. Sensoriamento remoto da dinâmica de circulação da água do sistema planície de Curai/Rio Amazonas. 2005-12-09. 286 p. (INPE-14614-TDI/1193). Tese de Doutorado - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 2005. Disponível em: <<u>http://urlib.net/sid.inpe.br/MTC-</u>m13@80/2006/02.22.15.03>. Acesso em: 30 jun. 2008.

BIDIGARE, R.R.; MORROW, J.H.; KIEFER, D.A. Derivative analysis of spectral absorption by photosynthetic pigments in Western Sargasso Sea. Journal of Marine **Research**, v. 47, p. 323-341,1989.

BOGORAD, L. Phycobiliproteins and complementary chromatic adaptation. Annual rev. Palnt Physiology, v. 26, p. 369-401, 1975

BOLD, H.C.; WYNNE, M.J. Introduction to the algae. New Jersey: Prentice Hall Inc., 1985.

BOWKER, D.E.; MYRICK, D.L.; JONES, W.T. **Spectral reflectances of natural targets for use in remote sensing studies**. NASA Reference Publication 1139. National aeronautics and Space Administration / scientific and Technical Information Branch. USA. 1985

BOZELLI, R. L.; HUSZAR, V. L. M. Comunidades Fito e zooplanctonicas continentais em tempo de avaliação. **Limnotemas**. Sociedade Brasileira de Limnologia, maio 2003.(é periódico)

BRAGA, C.Z.F. Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da concentração de clorofila-a, transparência e profundidade da água na lagoa de Araruama, RJ. Niterói. 213p. Tese (Doutorado em Geociências ) - Universidade Federal Fluminense, 1998.

BRAGA, C.Z.F. Utilização de imagens dos satélites Landsat-5 e NOAA-9 na identificação de parâmetros físico-químicos da água na Baía de Guanabara. São José dos Campos. 115 p. (INPE-4761 - TDL/349). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 1988.

BRICAUD, A.; CLAUSTRE, H.; RAS, J.; OUBELKHEIR, K. Natural variability of phytoplankton absorption in oceanic waters: influence of the size structure of algal poputlations. **Journal of Geophysical Research**, v. 103, p. 31033-31044, 2004.

BRIVIO, P. A.; GIARDINO, C.; ZILIOLI, E. Validation of satellite data for quality assurance in lake monitoring applications. **The Science of the Total Environment**, v. 268, n. 1-3, p. 3-18, 2001.

BROWN, C.W.; PODESTÁ, G.P. Remote sensing of coccolithophore blooms in the western south atlantic ocean. **Remote Sensing of Environment**, v. 60, p. 83-91, 1997.

BUTLER, W.L.; HOPKINS, D.W. Higher derivative analysis of complex absorption spectra. **Photochemistry and Photobiology**, v. 12, p. 439-450, 1970.

CALIJURI, M.C.; ALVES, M.S.A.A.; DOS SANTOS, A.C.A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos: RiMa, 2006. 118 p.

CALIJURI, M.C.; DOS SANTOS, A.C.A.; JATI, S. Temporal changes in phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P. - Brazil). Journal of Plankton Research, v.24, n. 7, p.617-634, 2002.

CALLIERI, C.; STOCKNER, J.G. Freshwater autotrophic picoplankton: a review. **Journal of Limnology**, v. 61, n.1, p. 1-14, 2002.

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.

CARDER K.L.; CHEN F.R.; CANNIZZARO, J.P.; CAMPBELL, J.W.; MITCHELL,B.G. Performance of the MODIS semi-analytical ocean color algorithm for chlorophyll-a. **Advances in Space Research**, v. 33, p. 1152–1159, 2004. 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: 11 ago. 2008.

CHARLTON, F. **Remote sensing of freshwater phytoplankton**. 180 p.Tese de Doutorado - University of Edinburgh, Edinburgh, Scotland (UK), 1998.

CHAZOTTES, A.; CRÉPON, M.; BRICAUD, A.; RAS, J. E THIRIA, S. Statistical analysis of absorption spectra of phytoplankton and of pigment concentrations observed during three POMME cruises using a neural network clustering method. **Applied Optics**, v. 46, n. 18, p. 3790-3799, 2007.

CHAZOTTES, A.; BRICAUD, A.; CRÉPON, M.E THIRIA, S. Statistical analysis of a database of absorption spectra of phytoplankton and pigment concentrations using self-organizing maps, **Applied Optics**, v. 45, p. 8102–8115, 2006.

CHEN, Z.; CURRAN, P.J.; HANSOM, J.D. Derivative reflectance spectroscopy to estimate suspended sediment concentration. **Remote Sensing of Environment**, v. 40, p. 67-77, 1992.

CHEN, Z.; MULLER-KARGER, F.E.; HU, C. Remote sensing of water clarity in Tampa Bay. Remote Sensing of Environment, v.109, p. 249–259, 2007.

CHO, M.A.; SKIDEMORE, A.K. A new technique for extracting the red edge position from hyperspectral data: The linear extrapolation method. **Remote Sensing of Environment,** v.101, p. 181-193, 2006.

CIOTTI,A.M.; LEWIS, M.R.; CULLEN, J.J. Assessment of the relationships between dominant cell size in natural phytoplankton communities and the spectral shape of the absorption coefficient. **Limnology and Oceanography**, v. 47, n. 2, p. 404-417, 2002.

CLARK, R.N.; ROUSH, T.L. Reflectance spectroscopy: Quantitative analysis techniques for remote sensing applications. **Journal of Geophysical Research**, v. 89, p. 6329-6340, 1984.

CLAUSTRE, H.; BRICAUD, A.; BABIN, M.; BRUYANT, F.; GUILLOU, L.; LE GALL, F.; MARIE, D.; PARTENSKY, F. Diel variations in prochlorococcus optical properties. **Limnology and Oceanography**, v. 47, n. 6, p. 1637-1647, 2002.

COTA, G. F.; WANGA, J.; COMISO, J. C. Transformation of global satellite chlorophyll retrievals with a regionally tuned algorithm. **Remote Sensing of Environment**, v. 90, p. 373–377, 2004.

CULLEN, J.J.; CIOTTI, A.M.; DAVIS, R.F.; LEWIS, M.R. Optical detection and assessment of algal blooms. Limnology and Oceanography, v.42, p.1223-1239, 1997.

DEKKER A.G.; MALTHUS T.J.; SEYHAN, E. <u>Quantitative modeling of inland water-</u> <u>quality for high-resolution mss systems</u>. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 29, n.1, p. 89-95, 1991.

DEKKER, A.G. Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing. 130 p. Tese de Doutorado - Vrije Universiteit, Institute of Earth Sciences, Amsterdam, The Netherlands. 1993.

DEKKER, A.G.; PETERS, S.W.M. The use of the thematic mapper for the analysis of eutrophic lakes: a case study in the Netherlands. **International Journal of Remote Sensing**, v. 14, n. 5, p. 799-821, 1993.

DEMETRIADES-SHAH, T.H.; STEVEN, M.D.; CLARK, J.A. High resolution derivative spectra in remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, v. 33, p. 55-64, 1990.

DEMURO, M.; CHISHOLM, L. Assessment of hyperion for characterizing mangrove communities. In: 12th JPL Airborne Earth Science Workshop. **Anais**. Pasadena, California: NASA\_JPL\_ California Institute of Technology, abr. 2003. v. 04-6.

ENVI. User's Guide. Research Systems Software. 1999.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Fio de Janeiro (RJ): Editora Interciência Finep, 1988. 602 p.

FENG, H.; CAMPBELL, J.W.; DOWELL M.D.; MOORE, T.S. Modeling spectral reflectance of optically complex waters using bio-optical measurements from Tokyo Bay. **Remote Sensing of Environment,** v. 99, p. 232 – 243, 2005.

FISHER, J.; DOERFER, R.; GRASSL, H. Remote Sensing of Water Substances in Rivers, Estuarine and Coastal Waters. In: DEGENS, E.T. KEMPE, S., RICHEY, J.E. **Biogeochemistry of major world rivers**. New York: John Wiley and Sons, 1991. Cap. 2, p. 25-56.

GALVÃO, L.S.; PEREIRA FILHO, W.; ABDONI, M.M.; NOVO, E.M.M.L.; SILVA, J.S.V.; PONZONI, F.J. Spectral Reflectance characterization of shallow lakes from the Brazilian Pantanal wetland with field and airborne hyperspectral data.. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, p. 1-20, 2003.

GALAT, D.L.; VERDIN, J.P. Patchiness, collapse and succession of cyanobacterial bloom evaluated by synoptic sampling and remote sensing. **Journal of Plankton Research**, v. 11, p. 925-948, 1989.

GAMEIRO, C; CARTAXANA, P.; BROTAS, V. Environmental drivers of phytoplankton distibution and composition in Tagus estuary, Portugal. **Estuarine, Coastal and Shelf Science,** v.75, p. 21-34, 2007.

GEORGE, D.G.; MALTHUS, T.J. Using a compact airborne spectrographic imager to monitor phytoplankton biomass in a series of lakes in north Wales. **The Science of the Total Environment**, v. 268, p.215-226, 2001.

GITELSON, A.; NICANOROV, A.; SABO, G.; SZILAGYI, F. Etude de la qualite dês eaux de surface par teledetection. **IAHS Publications** 157: 111-121. 1986.

GITELSON, A.A.; KEYDAN,G.P. Remote sensing of inland surface water quality measurements in the visible spectrum. Acta Hydrophysica (Berlin), v.34, p. 5-27, 1990.

GITELSON, A.A. The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. **International Journal of Remote Sensing**, v. 13, p. 3367-3373, 1992.

GITELSON, A.A.; GARBUZOV, G., SZILAGYI, F.; MITTENZWEY, K.H., KARNIELI, A.; KAISER, A. Quantitative remote sensing methods for real time monitoring of inland waters quality. **International Journal of Remote Sensing**, v. 14, p. 1269-1295, 1993.

GITELSON, A.; LAORAWAT,S.; KEYDAN, G.; VONSHAK, A. Optical properties of dense algal cultures outdoors and its application to remote estimation of biomass and pigment concentration in *Spirulina platensis*. **Journal of Phycology**, v. 31, n.5, p. 828-834, 1995.

GITELSON, A. A.; SCHALLES, J. F.; RUNDQUIST, D.C., SCHIEBE, F. R. E YACOBI, Y. Z. Comparative reflectance properties of algal cultures with manipulated densities. **Journal of Applied Phycology**, v. 11, p. 345–354, 1999.

GLASGOW, H. B.; BURKHOLDERA, J. M.; REEDA, R. E.; LEWITUSB, A. J.; KLEINMANA, J. E. Real-time remote monitoring of water quality: a review of current applications, and advancements in sensor, telemetry, and computing technologies. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 300, p. 409–448, 2004.

GONS, H. Optical teledetection of chlorophyll a in turbid inland waters. **Environmental Science Technology**, v. 33, p. 1127-1132, 1999.

GONS, H.; BURGER-WIERSMA, T.; OTTEN J., RIJKEBOER, M. (1992). Coupling of phytoplankton and detritus in a shallow, eutrophic lake (Lake Loosdrecht, The Netherlands). **Hydrobiologia**, v. 233, p. 51-59, 1992.

GOODENOUGH, D.G.; CHEN, H., DYK, A., HAN, T., MCDONALD, S., MURDOCH, M.; NIEMANN, K.O.; PEARLMAN, J.; WEST, C. Forest information products from AVIRIS and HYPERION. In: 12th JPL Airborne Earth Science Workshop. **Anais**. Pasadena, California: NASA\_JPL\_ California Institute of Technology, abr. 2003. v. 04-6,

GOODIN, D.G. Analysis of suspended solids in water using remotely sensed high resolution derivative spectra. **Photogrametric Engineering and Remote Sensing**, v. 59, p. 505-510, 1993.

GORDON, H.; MOREL, A. Remote assessment of ocean color for interpretation of satellite visible imagery: a review. New York and Berlin: Springer-Verlag, 1983.

GREG, W.W.; CARDER,K.L. A simple spectral solar irradiance model for cloudless maritime atmospheres. Limnology and Oceanography, v. 8, n.35, p.1657-1675, 1990.

GREEN, R. E.; SOSIK, H. M.; OLSON, R. J.; DURAND, M. D. Flow cytometric determination of size and complex refractive index for marine particles: comparison with independent and bulk estimates. **Applied Optics**, v. 42, n. 3, p. 526-541, 2003.

GREISBERGER, S.; TEUBNER, K. Does pigment composition reflect phytoplankton community structure in differing temperature and light conditions in a deep alpine lake? An approach using HPLC and delayed fluorescence techniques. **Journal of Phycology**, v. 43, p. 1108-1119, 2007.

HANSEN, R.; BUSCH, S. Fotos de organismos fitoplanctônicos. Documentos disponíveis na internet em:

http://planktonnet.awi.de/index.php?contenttype=image\_details&itemid=16837#content

HOCHBERG, E.J.; ATKINSON, M.J. Capabilities of Remote sensors to classify coral, algae and sand as pure and mixed spectra. **Remote Sensing of Environment**, v. 85, p. 174-189, 2003.

HOEPFFNER, N.; SATHYENDRANATH, S. Determination of the major groups of phytoplankton pigments from the absorption spectra of total particulate matter. **Journal of Geophysical Research**, v. 98, p.22789-22803, 1993.

HOGE, F. E.; LYON, P.E.; MOBLEY, C. D.; SUNDMAN, L. K. Radiative transfer equation inversion: Theory and shape factor models for retrieval of oceanic inherent optical properties. **Journal of Geophysical Research**, v. 108, n. C12, p. 1-14, 2003.

HOOLIGAN, P.M.; VOILLIER, M.; HARBOUR, D.S.; CAMUS, P.; CHAMPAGNE-PHILLIPPE, M. Satellite and ship studies of coccolithophore production along a continental shelf edge. **Nature**, v. 304, p. 339-342, 1983.

HUOT, Y.; BROWN, C. A.; CULLEN, J. J. New algorithms for MODIS sun-induced chlorophyll fluorescenceand a comparison with present data products. Limnology and Oceanography: Methods, v.3, p. 108–130, 2005.

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

JENSEN, J. Introductory digital image processing: a remote sensing perpective. Upper Saddle River, New Jersey, Pearson Education, Inc., 2005.

JERNAKOFF, P.; HICK, P.; ONG, C.; HOSJA, W.; GRIGO, S. Mapping algal blooms using airborne digital multi-spectral video and the importance of bloom dynamics in the collection of in-water data. . **Marine Technology Society Journal**, v. 30, p. 36-45, 1997.

JOHNSEN, G.; SAMSET, O.; GRANSKOG, L.; SAKSHAUG, E. In vivo absorption characteristics in 10 classes of bloom-forming phytoplankton: taxonomic characteristics and responses to photoadaptation by means of discriminant and HPLC analysis. **Marine Ecology Progress Series**, v. 105, p. 149-157, 1994.

JUPP, D.; KIRK, J.; HARRIS, G. Detection, identification and mapping of cyanobacteria using remote sensing to measure the optical quality of turbid inland waters. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 45, p. 801-828, 1994.

KARNIELI, A.; SHACHAK, M.; TSOAR, H.; ZAADI, E.; KAUFMAN, Y.; DANIN, A.; PORTER, W. The effect of microphytes on the spectral reflectance of vegetation in semiarid regions. **Remote Sensing of Environment**, v. 57, n. 1, p. 88-96, 1996.

KISHINO, M.; TANAKA, A.; ISHIZAKA, J. Retrieval of Chlorophyll a, suspended solids, and colored dissolved organic matter in Tokyo Bay using ASTER data. **Remote Sensing of Environment,** v. 99, p. 66 – 74, 2005.

KIRK, J.T.O. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge: Cambridge University Press, 1993.

KOKALY,R.F.; DESPAIN, D.G.; CLARK, R.N.; LIVO, K.E. Mapping vegetation in Yellowstone National Park using spectral feature analysis of AVIRIS data. **Remote Sensing of Environment**, v. 84, p. 437-456, 2003.

KOPONEN, S.; PULLIAINEN, J.; KALLIO, K; HALLIKAINEN, M. Lake water quality classification with airborne hyperspectral spectrometer and simulated MERIS data. **Remote Sensing of Environment**, v. 79, n. 1, p. 51-59, 2002.

KOPONEN, S.; PULLIAINEN, J.; SERVOMAA, H.; ZHANG,Y.; HALLIKAINEN, M.; KALLIO,K; VEPSÄLÄINEN, J.; PYHÄLAHTI, T.; HANNONEN, T. Analysis on the feasibility of multi-source remote sensing observations for chl-a monitoring in Finnish lakes. **The Science of the Total Environment**, v. 268, n. 1-3, p. 95-106, 2001.

KRUSE, F. A.; BOARDMAN, J. W.; HUNTINGTON, J. F. Fifteen Years of Hyperspectral Data: northern Grapevine Mountains, Nevada. In: Proceedings of the 8th JPL Airborne Earth Science Workshop: Jet Propulsion Laboratory Publication, *JPL Publication 99-17*, p. 247 - 258, 1999.

KRUSE, F.A. Mineral mapping with AVIRIS and EO-1 Hyperion. In: 12th JPL Airborne Earth Science Workshop. **Anais**. Pasadena, California: NASA\_JPL\_California Institute of Technology, abr. 2003. v. 04-6.

KRUSE, F. A.; LEFKOFF, A. B.; DIETZ, J. B. Expert System-Based Mineral Mapping in Northern Death Valley, California/Nevada, Using the Airbone Visible/Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS). **Remote Sensing of the Environment**, v. 44, p. 309-336, 1993.

KUSER, T. Quantitative detection of chlorophyll in cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. **Limnology and Oceanography**, v. 49, n.6, p. 2179-2189, 2004.

KUTSER, T.; METSAMAA, L.; STROMBECK, N.; VAHTMAE, E. Monitoring cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. **Estuarine, Coastal and Shelf Science,** v.67, p. 303-312, 2006

LAMB, D.W.; STEYN-ROSS, M.; SCHAARE,P.; HANNA,M.M.; SILVESTER,W.; STEYN-ROSS,A. Estimating leaf nitrogen concentration in ryegrass (Lolium spp.) pasture using the chlorophyll red-edge: Theoretical modeling and experimental observations. **International Journal of Remote Sensing**, v.23, n.18, p. 3619-3648, 2002.

LATHROP JR, R.G.; LILLESAND, T.M. Use of Thematic Mapper Data to Assess Water Quality in Green Bay and Central Lake Michigan. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 52, n. 5, p. 671-680, 1986. LEE, Z.; CARDER, K.L. Absorption spectrum of phytoplankton pigments derived from hyperspectral remote-sensing reflectance. **Remote Sensing of Environment**, v. 89, p. 361-368, 2004.

LEGLEITER, C. J; ROBERTS, D. A. Effects of channel morphology and sensor spatial resolution on image-derived depth estimates. **Remote Sensing of Environment,** v. 95 p. 231–247, 2005.

LEGLEITER, C. J.; ROBERTS D.A.; MARCUS, W. A.; FONSTAD, M. A. Passive optical remote sensing of river channel morphology and in-stream habitat: Physical basis and feasibility. **Remote Sensing of Environment,** v. 93, p. 493–510, 2004.

LEONARDOS, N.; HARRIS, G.N. Comparative effects of light on pigments of two strains of *Emiliana Huxleyi* (Haptophyta). **Journal of Phycology**, v.42, p. 1217-1224, 2006.

LEVIN, I.; LEVINA, E.; GILBERT, G.; STEWART, S. Role of sensor noise in hyperspectral remote sensing of natural waters: Application to retrieval of phytoplankton pigments. **Remote Sensing of Environment,** v. 95, p. 264–271, 2005.

LEWIS, WM Jr,. A reviser classification of lakes base don mixing. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 40, n. 10, p. 1779-1787, 1983.

LILLESAND, T.M.; KIEFER, R.W. **Remote Sensing and image interpretation**. San Francisco, CA: John Wiley and Sons, 1999. 750 p.

LINHARES, S.; GEWANDSZNAJDER, F. Biologia Hoje, v.1. São Paulo: Ática, 1988.

LOBELL, D.B.; ASNER, G.P. Hyperion studies of crop stress in mexico. In: 12th JPL Airborne Earth Science Workshop. Anais. Pasadena, California: NASA\_JPL\_California Institute of Technology, abr. 2003. v. 04-6.

LOHRENZ, S. E.; WEIDEMANN, A. D. E TUEL, M. Phytoplankton spectral absorption as influenced by community size structure and pigment composition. **Journal of Plankton Research**, v. 25, n. 1, p. 35-61, 2003.

LUBAC, B.; LOISEL, H. Variability and classification of remote sensing reflectance spectra in the eastern English Channel and southern North Sea. **Remote Sensing of Environment,** v.110, p. 45–58, 2007.

MARTIN, A.E. Difference and derivative spectra. Nature, v. 4579, p. 231-233, 1957.

MELACK, J.M.; PILORZ, S.H. reflectance spectra from eutrophic Mono Lake, Califórnia, measured with the airborne Visible and Infrared Imaging spectrometer (AVIRIS). SPIE, 1298, 202-212, 1990.

MEYER, B.; HANSEN R. {Sem título} Fotografias disponíveis em: <u>http://planktonnet.awi.de/index.php?contenttype=image\_details&itemid=16837#content</u> . Acesso em 20/jun/2008.

METSAMAA, L.; KUTSER, T.; STROMBECK, N. Recognising cyanobacterial blooms based on their optical signature: a modelling study. **Boreal Environment Research**, v.11, p. 493-506, 2006.

MENESES, P. R. Sensoriamento Remoto Reflectância dos Alvos Naturais. Brasília, DF: UnB, Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001, p. 15-40.

MERCADO, J. M.; RAMÍREZ, T.; CORTÉS, D.; SEBASTIÁN, M.; REUL, A.; BAUTISTA, B. Diurnal changes in the bio-optical properties of the phytoplankton in the Alborán Sea (Mediterranean Sea). **Estuarine, Coastal and Shelf Science,** v.69, p. 459-470, 2006.

MILLÁN-NÚÑEZ, E.; SIERACKIB, M. E.; MILLÁN-NÚÑEZ, R.; LARA-LARA, J. R.; GAXIOLA-CASTROA, G.; TREES, C. C. Specific absorption coefficient and phytoplankton biomass in the southern region of the California Current **Deep-Sea Research II**, v. 51, p. 817–826, 2004.

MILLIE, D.F.; BAKER, M.C.; TUCKER, C.S.; VINYARD, B.T.; DIONIGI, C. P. High-Resolution airborne remote sensing of bloom-forming phytoplankton. **Journal of Phycology**, v. 28, p. 281-290, 1992.

MILTON, E.J. Principles of field spectroscopy. **International Journal of Remote Sensing**, v.8, n.12, p. 1807-1927, 1987.

MITTENZWEY, K.; BREITWIESER, S.; PENIG, J.; GITELSON, A.; DUBOVITZKII, G., GARBUSOV, G.; ULLRICH, S.; VOBACH, V.; MULLER, A. Fluorescence and reflectance for the in-situ determination of some water quality parameters of surface waters. Acta hydrochim. Hydrobiol. 19(1): 3-15. 1991.

MITTENZWEY, K.; GITELSON, A. In-situ monitoring of water quality on the basis of spectral refelctance. **Int. Rebue Ges. Hydrobiol.** 73: 61-72. 1988.

MITTENZWEY, K.H.; GITELSON, A.A.; ULLRICH, S.; KONDRATYEV, K.Y. Determination of chlorophyll-a of inland waters on the basis of spectral reflectance. Limnology and Oceanography, v. 37, p.147-149, 1992.

MIURA, T.; HUETE,A.R.; FERREIRA, L.G.; SANO,E.F. Discrimination and biophysical characterization of Brazilian cerrado physiognomies with EO-1 hyperspectral Hyperion. In: 12th JPL Airborne Earth Science Workshop. **Anais**. Pasadena, California: NASA\_JPL\_ California Institute of Technology, abr. 2003. v. 04-6.

MOBLEY, C. D. Light and Water: Radiative Transfer in Natural Waters. San Diego: Academic Press, 1994.

MOORE, T.S.; CAMPBELL, J.W.; FENG, H. A fuzzi logic classification scheme for selecting and bending satellite ocean color algorithms. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 39, n.8, p. 1764-1776, 2001.

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.; GORDON, H. Report of the working group on water color. **Bondary-Layer Meteorology**, v.18, p. 343-355, 1980.

MOREL, A.; PRIEUR, L. Analysis of variation in ocean color. Limnology and Oceanography, v.37, p. 147-149, 1977.

NELSON, S. A. C.; SORANNO, P.A.; CHERUVELIL, K.S.; BATZLI, S.A.; SKOLE, D.L. Regional assessment of lake water clarity using satellite remote sensing. **Journal of Limnology**, v. 62, n. 1, p. 27-32, 2003.

NOBREGA, I. W. Análise espectral de sistemas aquáticos da amazônia para a identificação de componentes opticamente ativos. 2002-06-27. 85 p. (INPE-13059-TDI/1023). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 2002. Disponível em: <<u>http://urlib.net/sid.inpe.br/MTC-m13@80/2005/09.08.16.41</u>>. Acesso em: 11 ago. 2008.

NOVO, E.M.L.M.; HANSON, J.D.; CURRAN, P. The effect of viewing geometry and wavelength on the relationship between reflectance and suspended sediment concentration. **International Journal of Remote Sensing**, v.10, n.8, p. 1357-1372, 1989.

NOVO, E.M.L.M.; HANSON, J.D.; CURRAN, P.J. The effect of sediment type on the relationship between reflectance and suspended sediment concentration. **International Journal of Remote Sensing**, v.10, n. 3, p.351-368, 1989,

CURRAN, P. J.; NOVO, E. M. M. The relationship between suspended sediment concentration and remotely sensed spectral radiance: a review. **Journal of Coastal Research**, v. 4, n. 3, p. 351-368, 1988.

NOVO, E. M. M.L. Comportamento Espectral da Água. In: MENESES, P. R. **Sensoriamento Remoto Reflectância dos Alvos Naturais**. Brasília, DF: UnB, Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001, p. 15-40.

O'HAVER, T.C.; GREEN, G.L. Numerical error analysis of derivative spectrometry for the quantitative analysis of mixtures. **Analytical Chemistry**, v. 48, n.2, p. 312-318, 1976.

OHI, N.; ISHIWATA,Y.; TAGUCHI, S. Diel patterns in Light absorption and absorption efficiency factors of Isochrysis galbana (Primnesiophyceae).**Journal of Phycology**, v.38, p. 730-737, 2002.

OLIVEIRA, E.C. **Introdução à Biologia Vegetal**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2003.

ÖSTLUND, C.; FLINK, P.; STRÖMBECK, N.; PIERSON, D.; LINDELL, T. Mapping of the water quality of Lake Erken, Sweden, from Imaging Spectrometry and Landsat Thematic Mapper. **The Science of the Total Environment**, v. 268, n. 1-3, p. 139-154, 2001.

OWENS, T.G.; GALLAGHER, J.C.; ALBERTE, R.S. Photosynthetic light-harvesting function of violaxanthin in Nannochloropsis Spp. (Eustigmatophyceae). Journal of **Phycology**, v. 25, p. 79-85, 1987.

PITOIS, S.; JACKSON, M.H.; WOOD, B.J.B. Sources of the eutrophication problems associated with toxic algae: an overview. **Journal of environmental Health**, v. 64, n. 5, p. 25-32, 2001.

PLAZA, A.; MARTÍNEZ, P.; PÉREZ, R.; PLAZA, J. A Quantitative and Comparative Analysis of Endmember Extraction Algorithms From Hyperspectral Data. **650 IEEE Transactions on Geoscience And Remote Sensing**, v. 42, n. 3, p., 2004.

POZDNYAKOV, D.; GRASSL, H. Colour of inland and coastal waters. A methodology for its interpretation. Chichester, UK: Praxis Publishing Ltd, 2003.

PULLIAINEN, J.; KALLIO, K.; ELOHEIMO, K.; KOPONEN, S.; SERVOMAA, H.; HANNONEN, T.; TAURIAINEN, S.; HALLIKAINEN, M. A semi-operative approach to lake water quality retrieval from remote sensing data. **The Science of the Total Environment**, v. 268, n. 1-3, p. 79-93, 2001.

QUIBELL, G.; Estimating chlorophyll concentrations using upwelling radiance from different freshwater algal genera. **International Journal of Remote Sensing**, v. 13, n. 14, p. 2611-2621, 1992.

RANDOLPH, K.L. **Remote sensing of cyanobacteria in case II waters using optically active pigments, chlorophyll a and phycocyanin**. Dissertação de Mestrado -Departamento de Geografia, Indiana University, Indiana (USA), 2007.

REINART, A.; KUTSER, T. Comparison of different satellite sensors in detecting cyanobacterial bloom events in the Baltic Sea. **Remote Sensing of Environment**, v.102, p. 74–85, 2006.

REYNOLDS, C.S.; Limnology in the new century: C.21 topics for research. Limnology, v. 1, p. 11-17, 2000.

REYNOLDS, C.S. **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 1984

RICHARDSON, L.L.; Remote Sensing of algal bloom dynamics;Neu research fuses remote sensing of aquatic ecosystems with algal accessory pigment analysis. **BioScience**, v. 46, n. 7, p. 492-501, 1996.

ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; SCHELL, J.A.; DEERING, D.W. **Monitoring vegetation** systems in the Great Plains with ERTS. In: Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium, 3., 1974, Greenbelt. Proceedings. Greenbelt: NASA, 1974, p. 309-317. (SP-351).

RUDORFF, C. M. Estudo da composição das águas da planície amazônica por meio de dados de reflectância do sensor hyperion/EO-1 e de espectrômetro de campo visando a compreensão da variação temporal dos seus constituintes opticamente ativos. 2006-03-31. 140 p. (INPE-14166-TDI/1083). Dissertação de Mestrado - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 2006. Disponível em: <<u>http://urlib.net/sid.inpe.br/MTC-m13@80/2006/06.12.18.14</u>>. Acesso em: 11 ago. 2008.

RUNDQUIST, D. C.; HAN, L.; SCHALLES, J. F.; PEAKE, J. S. Remote measurement of algal chlorophyll in surface waters: the case for the first derivative of reflectance near 690 nm. **Photogramm. Eng. Remote Sensing**. 62:2, pp. 192, 1996.

SAMS \_ Spectral Analysis and Management System Version 3.2 (Build 20050323). Centre for Spatial Technologies and Remote Sensing Department of Land, Air, and Water resources. University of California, Davis. 2005.

SATHYENDRANATH, S.; COTA, G.; STUART, V.; MAASS, H.; PLATT, T. Remote sensing of phytoplankton pigments: a comparison of empirical and theoretical approaches. **International Journal of Remote Sensing**, v. 22, n. 2 e 3, p. 249-273. 2001.

SATHYENDRANATH, S. Remote Sensing of ocean colour in coastal, and other optically complex waters. **International Colour Coordinating Group Report** No. 3, 145. 2000.

SAVITZKY,A.; GOLAY, M.J.E. Smoothing and differentiation of data by simplified least squares procedures. **Anal. Chem.**, 36(8); 1627-1639. 1964.

SCHALLES, J.; GITELSON, A.; YACOBI, Y.; KROENKE, A. Estimation of Chlorophyll a from time series measuremets of high spectral resolution reflectance in a eutrophic lake. **Journal of Phycology**, v. 34, p.383-390, 1998.

SCHALLES, J.; YACOBI, Y. Remote detection and seasonal patterns of phycocyanin, carotenoid and chlorophyll pigments in eutrophic waters. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues. Advanc. Limnol. 55: 153-168. 2000.

SCHLUTER,L.; LAURIDSEN, T.L.; KROGH, G.; JORGENSEN, T. Identification and quantification of phytoplankton groups in lakes using new pigment ratios – a comparison between pigment analysis by HPLC and microscopy. **Freshwater Biology**, v.51, p. 1474-1485, 2006.

SCHMIDT, K.S.; SKIDMORE, A.K. Spectral discrimination of vegetation types in a coastal wetland. **Remote Sensing of Environment**, v. 85, n. 1, p. 92-108, 2003.

SCHOWENGERDT, R. A. Remote Sensing, Models and Methods for Image **Processing**. Arizona (USA): Academic Press, 1997.

SIMIS, S.G.H.; PETERS, S.W.M.; GONS, H.J. Remote sensing of the cyanobacterial pigment phycocyanin in turbid inland water. **Limnology and Oceanography**, v. 50, p. 237-245, 2005.

SIMIS, S.G.H.; RUIZ-VERDÚ, A.; DOMÍNGUEZ-GOMÉZ, J.A.; PEÑA-MARTINEZ, R.; PETERS, S.W.M.; GONS,H.J. Influence of phytoplankton pigment composition on remote sensing of cyanobacterial biomass. **Remote Sensing of Environment**, v.106, p. 414-427, 2007.

SMA –Secretaria de Estado do Meio Ambiente/ Coordenadoria de Planejamento Ambiental. Atlas das Unidades de Conservação Ambiental do Estado de São Paulo. 1998.

SMITH, C.M.; ALBERTE, R.S., 1994. Characterisation of in vivo absorption features of Chlorophyte, Phaeophyte and Rhodophyte algal species. **Marine Biology**, v.118, p. 511-521, 1994.

SOARES, J.L.; Fundamentos de Biologia. São Paulo: Scipione, 1998. 332 p.

STEFFEN, C. A. Tecnicas radiometricas com o Spectron SE-590. In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 1996, Salvador. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1996. p. 969-976. CD-ROM. ISBN 85-17-00014-5. (INPE-6163-PRE/2252). Disponível em: <<u>http://urlib.net/sid.inpe.br/deise/1999/02.01.11.01</u>>. Acesso em: 11 ago. 2008.

SUBRAMANIAM, A.; CARPENTER, E.J. An empirically derived protocol for the detection of blooms of the marine cyanobacterium *Trichodesmium* using CZCS imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 15, n. 8, p. 1559-1569,1994.

SUNDA,W.G.; GRANELI, E.; GOBLER, C.J. Positive Feedback and the development and persistence of ecosystem disruptive algal blooms. **Journal of Phycology**, v.42, p. 963-974, 2006.

TASSAN, S. SeaWiFS potential for remote sensing of marine Trichodesmium at subbloom concentration. **International Journal of Remote Sensing**, v. 16, n. 18, p. 3619-3627, 1995.

THIEMANN, S.; KAUFMANN, H. Determination of Chlorophyll Content and Trophic State of Lakes Using Field Spectrometer and IRS-1C Satellite Data in the Mecklenburg Lake District, Germany. **Remote Sensing of Environment**, v. 73, p. 227-235, 2000.

TUNDISI, J.G. Água no século XXI: enfrentando a escassez. São Carlos: RiMa, IIE, 2003. 248 p.

THOMMAN, R.V.; MUELLER, J.A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper and Row Publishers Inc., 1987.

TSAI, F.; PHILPOT, W. Derivative Analysis of Hyperspectral Data. **Remote Sensing of Environment**, v. 66, p. 41–51, 1998.

VANE, G.; GOETZ, A.F.H.; Terrestrial Imaging Spectrometry: Current Status, Future Trends. **Remote Sensing of Environment**, v. 44, n. 2/3, p. 117-126, 1993.

VAHTMÄE, E.; KUTSER, T.; MARTIN, G.; KOTTA, J. Feasibility of hyperspectral remote sensing for mapping benthic macroalgal cover in turbid coastal waters – a Baltic Sea case study. **Remote Sensing of Environment**, v. 101, p. 342-351, 2006.

VERTUCCI, F.A.; LIKENS, G.E. Spectral reflectance and water quality of Adirondack mountain region lakes. Limnology and Oceanography, v.34, p.1656-1672, 1989.

VIDOTTI, E.C.; ROLLEMBERG, M.C.E. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à biorremediação e à química analítica. **Química Nova**, v. 27, n. 1, p. 139-145, 2004.

VINCENT, R.K.; QIN, X., MICHAEL, R., MCKAY,L., MINER,J., CZAJKOWSKI, K., SAVINO, J., BRIDGEMAN,T. Phycocyanin detection from LANDSAT TM data for mapping cyanobacterial blooms in Lake Erie. **Remote Sensing of Environment**, v. 89, p. 361-368, 2004.

WEAVER, E.C.; WRIGLEY, R. Factors affecting the identification of phytoplankton groups by means of remote sensing. Moffet Field: NASA, 1994. 121 p. (TM-108799).

WILSON, M.D.; Ustin, S.L., Rocke, D.M. Classification of Contamination in Salt Marsh Plants Using Hyperspectral Reflectance. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 42, n. 5, p. 1088-1095, 2004.

ZHANG, J.; RIVARD, B., SANCHEZ-AZOFEIFA, A. Derivative Spectral Unmixing of Hyperspectral Data Applied to Mixtures of Lichen and Rock. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 42, n. 9, p. 1934-1940, 2004.

# APÊNDICE A \_ TABELAS COMPLETAS DE DADOS FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS E INFORMAÇÕES DE COLETA PARA TODAS AS ESTAÇÃOES AMOSTRAIS DO RESERVATÓRIO DE IBITINGA (SP).

Amostra	Clorofila a (ug/L)	Clorofila b (ug/L)	Clorofila c (ug/L)	Feoftina (ug/L)
1	59,26	0	3,47	0,0034
2	564,13	0	10,70	0,0040
3	56,75	0	1,87	0,0043
4	205,41	0	7,08	0,1851
5	1034,29	0	32,85	0,0000
6	estação	sem análises de clorofi	ila, por problemas opera	cionais
7	779,75	0	28,36	0,0061
8	1846,65	0	67,16	0,0000
9	385,65	0	17,89	0,0085
10	152,57	0	6,24	0,0016
11	445,50	0	17,71	0,0006
12	5077,73	0	225,64	0,0000
13	1573,26	0	61,47	0,0029
14	53658,57	0	2303,92	0,4992
15	101,53	0	4,71	0,0000
16	40,38	0	2,75	0,0030
17	75,89	0	3,73	0,0011
18	938,97	0	35,45	0,0000
19	1540,92	0	0,00	0,0000
20	145,83	0	5,92	0,0011
21	2661,50	0	108,51	0,0000
22	16,33	0	0,80	0,0012
23	194,34	0	8,93	0,0000
24	1501,57	0	64,76	0,0000
25	117,63	0	5,39	0,0000
26	64,96	0	3,33	0,0120
27	87,63	0	4,57	0,0071
28	201,06	0	17,83	0,0004
29	72,03	0	3,67	0,0048
30	43,04	0	2,80	0,0012
31	29,55	0	1,44	0,0017
32	67208,49	0	4758,24	5,6425
33	39,45	0	1,79	0,0032
34	67,81	0	3,37	0,0024
35	22,83	0	1,20	0,0031
36	13,72	0	0,62	0,0021

Reservatório de Ibitinga (SP) – Continua.
---

37	8,14	0	0,51	0,0018
38	6,14	0	0,34	0,0016
39	7,21	0	0,47	0,0007
40	15,73	0	1,84	0,0030
41	845,07	0	41,44	0,0049
42	378,20	0	18,87	0,0000
43	82,96	0	3,73	0,0026
44	1177,18	0	52,21	0,0006
45	22,40	0,32	1,02	0,0006
46	140,09	0	4,12	0,0000
47	681,56	0	33,38	0,0000
48	2145,83	0	99,08	0,0000
49	377,33	0	15,89	0,0051
50	76809,84	0	3558,72	8,4863
51	2621,62	0	115,91	0,0660

Tabela A.1 - Conclusão.

Tabela A.2 - Caracterização dos pontos de amostragem no Reservatório de Ibitinga (SP): número do ponto de amostragem (amostra), data da coleta, horário (horário de verão), profundidade do reservatório (prof), coordenadas geográficas e temperatura da água, medida na superfície da água (sup) e na profundidade do disco de Secchi (Secchi). Continua.

				Coordenada	s geográficas	Temperatura		
Amostra	Data	Horário	Prof				gua (°C)	
			( <b>m</b> )	Latitude	Longitude	sup	Secchi	
1	24/10/05	14:10	8,10	S21 51 05.9	W48 56 42.8	27,6	25	
2	24/10/05	14:47	9,65	S21 48 26.0	W48 58 34.9	29,3	х	
3	24/10/05	15:11	8,49	S21 45 44.9	W48 58 55.3	27,90	25,40	
4	25/10/05	10:20	9,41	S21 48 37.0	W48 58 40.4	26	25,6	
5	25/10/05	10:50	9,54	S21 48 15.4	W48 58 28.3	27,00	26,90	
6	25/10/05	11:10	9,87	S21 48 10.3	W48 58 26.0	29,2	х	
7	25/10/05	11:40	9,94	S21 47 36.6	W48 58 09.6	27,70	х	
8	25/10/05	12:20	9,96	S21 47 15.1	W48 57 52.4	27,30	27,30	
9	25/10/05	12:40	10,00	S21 46 21.9	W48 57 38.1	27,30	27,00	
10	25/10/05	13:00	9,90	S21 45 48.3	W48 58 12.8	27,50	27,40	
11	25/10/05	13:15	10,01	S21 45 43.2	W48 59 05.3	27,70	27,60	
12	25/10/05	14:00	10,07	S21 45 42.0	W48 58 39.5	27,60	х	
13	25/10/05	14:15	9,63	S21 46 42.3	W48 57 51.4	26,80	26,70	
14	25/10/05	14:30	9,81	S21 46 49.2	W48 57 53.4	27,20	х	
15	25/10/05	14:55	9,61	S21 49 54.2	W48 58 57.3	27,40	26,40	

Tabela A.2 - Conclusão.

16	25/10/05	15:10	9,25	S21 49 54.3	W48 57 58.5	26,80	25,00
17	25/10/05	15:25	9,80	S21 51 16.6	W48 56 28.8	27,50	25,90
18	26/10/05	10:10	10,09	S21 51 20.8	W48 55 43.2	27,50	27,00
19	26/10/05	10:25	10,21	S21 51 46.5	W48 54 40.5	28,80	х
20	26/10/05	10:40	10,10	S21 52 42.2	W48 54 09.8	27,80	26,80
21	26/10/05	10:50	9,99	S21 53 56.3	W48 53 50.5	28,30	28,40
22	26/10/05	11:15	7,83	S21 55 01.7	W48 52 58.9	28,70	25,50
23	26/10/05	11:30	9,52	S21 54 44.3	W48 54 06.0	28,20	27,00
24	26/10/05	11:40	10,27	S21 55 41.8	W48 54 29.0	29,00	х
25	26/10/05	12:25	9,76	S21 56 07.5	W48 53 23.7	27,70	26,30
26	26/10/05	12:40	9,49	S21 56 54.0	W48 52 14.6	28,40	26,30
27	26/10/05	12:55	9,67	S21 58 04.1	W48 51 47.0	28,30	26,70
28	26/10/05	13:05	9,62	S21 59 01.5	W48 52 23.2	28,90	26,70
29	26/10/05	13:15	9,37	S22 00 06.0	W48 53 02.3	28,80	26,90
30	26/10/05	13:30	9,17	S22 01 19.1	W48 52 50.7	27,40	25,70
31	26/10/05	13:45	8,98	S22 01 39.3	W48 51 46.3	28,70	26,10
32	26/10/05	14:15	10,23	S21 56 06.3	W48 53 52.6	31,60	х
33	27/10/05	11:10	7,95	S22 02 37.4	W48 51 18.4	26,50	25,50
34	27/10/05	11:30	7,91	S22 03 59.6	W48 51 16.6	27,00	25,60
35	27/10/05	11:45	7,66	S22 05 23.1	W48 51 41.7	27,00	25,40
36	27/10/05	12:05	7,59	S22 06 32.1	W48 51 46.7	26,20	24,90
37	27/10/05	12:17	7,61	S22 07 29.3	W48 51 31.3	27,00	25,10
38	27/10/05	12:30	7,51	S22 07 45.9	W48 50 24.1	27,50	25,00
39	27/10/05	12:52	7,48	S22 06 52.8	W48 49 27.4	26,70	24,80
40	27/10/05	13:35	7,64	S22 06 29.3	W48 48 40.9	27,40	25,20
41	27/10/05	14:30	10,52	S21 55 12.0	W48 54 22.4	32,40	х
42	27/10/05	14:50	10,35	S21 53 07.6	W48 54 04.1	29,90	27,90
43	27/10/05	15:05	9,81	S21 51 21.5	W48 55 43.2	29,00	26,50
44	27/10/05	15:35	9,41	S21 50 43.8	W48 57 59.8	28,00	27,10
45	27/10/05	15:47	8,32	S21 50 23.1	W48 55 30.7	29,80	27,00
46	28/10/05	10:30	10,21	S21 49 28.7	W48 58 59.9	28,90	27,90
47	28/10/05	10:55	10,33	S21 46 53.1	W48 57 53.2	28,80	28,20
48	28/10/05	11:10	10,26	S21 46 52.3	W48 57 54.8	28,80	х
49	28/10/05	11:27	10,36	S21 45 27.3	W48 59 04.0	29,40	х
50	28/10/05	12:00	10,36	S21 47 35.8	W48 58 14.4	30,30	х
51	28/10/05	12:10	10,31	S21 47 35.9	W48 58 14.5	29,90	Х

Tabela A.3 - Caracterização dos pontos de amostragem no Reservatório de Ibitinga (SP): transparência (Secchi), condutividade da água, turbidez, oxigênio dissolvido (OD) e potencial hidorgeniônico (pH). As variáveis físicoquímicas foram medidas na superfície da água (sup) e na profundidade do disco de Secchi (Secchi), exceto nas ocasiões de pouca diferença entre a profundidade Secchi e a superfície, representadas por um "x" na tabela. Continua.

Amostuo	Saaabi	Condutividade $(mS \text{ am}^{-1})$		Tu	Turbidez		(mg/l)	рН	
Amostra	(cm)	sun	Secchi	sun (P	Secchi	sun	Secchi	sun	Secchi
1	120	0.159	0.172	<u>9</u>	7	9 38	9.68	8.05	13
2	20	0,139	0,172 x	135	x	19 99	y,00	0,05 x	13
3	130	0.176	0.174	9	5	12.34	9.61	8.22	22.00
4	50	0.175	0.174	28	22	15.81	13.50	9.20	11.9
5	30	0,178	0,177	33	22	15,61	14,80	9,47	17,40
6	5	0,194	x	230	х	19,99	x	x	17,1
7	10	0,190	х	134	х	19,99	х	х	16,50
8	30	0,186	0,185	92	45	19,41	18,90	9,94	19,80
9	50	0,191	0,187	72	32	19,74	19,67	9,91	19,20
10	60	0,190	0,189	46	33	19,99	19,99	9,90	20,40
11	30	0,191	0,188	91	63	19,99	19,87	9,95	22,60
12	10	0,197	х	151	х	19,99	Х	х	21,90
13	60	0,178	0,178	29	22	14,80	15,02	9,60	16,20
14	0	0,184	х	170	х	19,99	Х	х	5,50
15	90	0,172	0,175	27	12	17,70	14,71	9,40	14,60
16	140	0,176	0,175	11	6	13,02	10,39	8,98	15,80
17	100	0,198	0,183	11	8	18,27	15,40	9,44	15,50
18	40	0,198	0,194	59	22	18,53	18,06	9,94	17,10
19	20	0,224	х	121	х	19,99	Х	х	19,20
20	60	0,216	0,215	50	35	19,99	19,99	10,07	14,30
21	50	0,195	0,196	32	31	19,22	19,22	9,91	19,20
22	150	0,083	0,138	5	8	6,52	8,58	8,56	14,90
23	60	0,120	0,162	23	34	13,82	17,03	9,68	16,80
24	20	0,248	Х	86	Х	19,99	Х	х	12,50
25	100	0,216	0,213	29	16	16,81	15,12	9,45	15,50
26	110	0,215	0,211	20	10	14,66	13,08	9,20	8,50
27	90	0,219	0,217	25	23	15,61	16,83	9,61	11,00
28	70	0,219	0,218	41	12	15,82	15,94	9,49	13,70
29	90	0,218	0,215	35	12	14,04	13,36	9,25	9,10
30	150	0,216	0,215	21	6	11,99	8,53	8,30	10,10
31	150	0,214	0,212	13	6	10,07	8,69	8,42	8,80
32	0	0,244	х	560	х	19,98	Х	Х	9,10
33	150	0,218	0,216	6	8	6,81	7,75	8,13	8,50
34	150	0,217	0,215	9	5	7,04	7,38	8,01	6,40

35	170	0,219	0,217	4	5	6,14	5,48	7,61	6,10
36	190	0,219	0,219	5	4	5,43	4,71	7,44	4,30
37	210	0,220	0,218	3	3	5,78	5,42	7,48	7,90
38	220	0,217	0,217	3	2	4,63	4,78	7,43	7,00
39	230	0,220	0,218	3	3	4,52	4,90	7,47	3,00
40	220	0,220	0,218	6	5	5,39	6,49	7,84	5,50
41	10	0,291	Х	146	Х	19,99	х	х	15,20
42	30	0,213	0,220	84	71	19,99	19,99	10,31	19,20
43	110	0,187	0,185	15	20	17,25	17,87	9,78	13,40
44	120	0,157	0,157	11	10	12,09	11,24	9,37	15,80
45	140	0,097	0,089	4	5	8,99	7,96	8,30	13,40
46	60	0,197	0,195	57	22	19,99	19,99	10,14	5,20
47	30	0,211	0,199	151	109	19,99	19,99	10,17	18,90
48	10	0,208	Х	180	Х	19,99	Х	х	3,00
49	15	0,222	Х	60	Х	19,99	Х	х	24,10
50	0	0,226	Х	440	х	19,99	Х	х	18,30
51	10	0,225	Х	127	Х	19,99	Х	х	18,30
	35 36 37 38 39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51	$\begin{array}{cccccccccccccccccccccccccccccccccccc$							

Tabela A.3 - Conclusão.

# APÊNDICE B – FOTOGRAFIAS DAS ESTAÇÕES AMOSTRAIS



Figura B.1 - Fotografias dos pontos de coleta no reservatório de Ibitinga. A posição da máquina fotográfica no momento das fotos não reproduz a posição do sensor, sendo o objetivo das fotos apenas uma ilustração das diferenças visuais entre os pontos de coleta. Continua.



Figura B.1 – Continuação.



Figura B.1 - Continuação.



Figura B.1 - Continuação.



Figura B.1 - Continuação.



Figura B.1 - Continuação.



Figura B.1 - Conclusão

# APÊNDICE C - CÓDIGO DO PROGRAMA DESENVOLVIDO EM LINGUAGEM FORTRAN.

#### C.1 - Código do programa desenvolvido em linguagem Fortran.

С PROGRAMA PARA CÁLCULO DOS COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO. ARQUIVO DE ENTRADA COM AS CONCENTRAÇÕES DE CLOROFILA : С "clorofilaa.inp"NO FORMATO DE DUAS COLUNAS SENDO A SEGUNDA A QUE C С CONTÉM A CONCENTRAÇÃO. С ARQUIVO DE ENTRADA COM O FRB : "reflectancias.inp" NO FORMATO С MATRICIAL SENDO QUE A PRIMEIRA COLUNA CONTÉM OS COMPRIMENTOS DE C ONDA E AS DEMAIS COLUNAS APRESENTAM OS RESPECTIVOS VALORES DE FRB PARA CADA UMA DAS CONCENTRAÇÕES DO ARQUIVO "clorofilaa.inp" C С (NA MESMA ORDEM). SÃO JOSÉ DOS CAMPOS, 22/02/2008 С PARAMETER (NR=50, NL=501) С NR=NÚMERO DE REFLECTANCIAS OU CONCETRAÇÕES DE CLOROFILA С NL=NUMERO DE COMPRIMENTOS DE ONDA (LAMBDA) REAL XLAM(NL), REFLEC(NL, NR+1), CLO(NR) REAL SOMAP, PSOMA, AUX1, AUX2, A REAL QSOMAC, SOMAQC, QSOMAR, SOMAQR, COEF OPEN(UNIT=1, FILE='clorofilaa.inp', STATUS='OLD') OPEN(UNIT=2,FILE='reflectancias.inp',STATUS='OLD') OPEN(UNIT=3,FILE='CorRef.out',STATUS='UNKNOWN') OPEN(UNIT=4,FILE='CorRaz.out',STATUS='UNKNOWN') DO I=1,NR READ(1, \*)A, CLO(I)END DO A PRIMEIRA COLUNA DE "REFLEC" É "XLAM" !! С READ(2,\*)((REFLEC(I,J),J=1,NR+1),I=1,NL) DO I=1,NL XLAM(I) = REFLEC(I, 1)END DO CALCULANDO A CORRELAÇÃO ENTRE REFLECTANCIA E CONCENTRAÇÃO DE С CLOROFILA SEGUINDO A FORMULA DA PÁGINA 135 DE "BIOESTATÍSTICA - VALTER T. MOTTA, MARIO B. WAGNER" DO I=1,NL SOMAP=0. AUX1=0. AUX2=0. PSOMA=0. QSOMAC=0. QSOMAR=0. SOMAQC=0. SOMAQR=0. DO J=1,NR

```
SOMAP=SOMAP+CLO(J)*REFLEC(I,J+1)
            AUX1=AUX1+CLO(J)
            AUX2=AUX2+REFLEC(I,J+1)
            QSOMAC=QSOMAC+CLO(J)
            QSOMAR=QSOMAR+REFLEC(I,J+1)
            SOMAOC=SOMAOC+CLO(J)**2
            SOMAQR=SOMAQR+REFLEC(I, J+1)**2
     END DO
            PSOMA=AUX1*AUX2
            QSOMAC=QSOMAC**2
            OSOMAR=OSOMAR**2
      COEF=(SOMAP-PSOMA/NR)/SQRT((SOMAQC-QSOMAC/NR)*(SOMAQR-QSOMAR/NR))
     WRITE(3, *)XLAM(I), COEF
     END DO
     AGORA O MESMO PARA A CORRELAÇÃO ENTRE CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA C
С
     E RAZÃO ENTRE REFLECTANCIAS
     A SAIDA É "X,Y,Z" ONDE "X=DENOMINADOR", "Y=NUMERADOR",
C
"Z=COEFICIENTE".
     DO I=1,NL
      DO II=1,NL
      IF (I.NE.II) THEN
      SOMAP=0.
     AUX1=0.
     AUX2=0.
     PSOMA=0.
      QSOMAC=0.
      QSOMAR=0.
      SOMAQC=0.
      SOMAQR=0.
      DO J=1,NR
            SOMAP=SOMAP+CLO(J)*REFLEC(I,J+1)/REFLEC(II,J+1)
            AUX1=AUX1+CLO(J)
            AUX2=AUX2+REFLEC(I,J+1)/REFLEC(II,J+1)
            QSOMAC=QSOMAC+CLO(J)
            QSOMAR=QSOMAR+REFLEC(I,J+1)/REFLEC(II,J+1)
            SOMAQC=SOMAQC+CLO(J) **2
            SOMAQR=SOMAQR+(REFLEC(I, J+1)/REFLEC(II, J+1))**2
      END DO
            PSOMA=AUX1*AUX2
            QSOMAC=QSOMAC**2
            QSOMAR=QSOMAR**2
      COEF=(SOMAP-PSOMA/NR)/SQRT((SOMAQC-QSOMAC/NR)*(SOMAQR-QSOMAR/NR))
      WRITE(4, *)XLAM(II),XLAM(I),COEF
     END IF
     END DO
      END DO
      STOP
      END
```

# APÊNDICE D – TÁXONS IDENTIFICADOS NAS AMOSTRAS DO RESERVATÓRIO DE IBITINGA (SP)

#### CHLOROPHYCEAE

Actinastrum sp Ankyra sp Arthodesmus sp Chlamydomonas sp Chlorella sp *Closterium* sp Coelastrum microporum *Coelastrum* sp Dyctiophaerium sp Glaucocystis Elakatothrix sp Eutetramorus sp Kirchineriella sp Micractinium sp Microspora sp Oocystis sp *Pediastrum duplex* Scenedesmus ecornis Selenastrum sp Selenochloris sp Schoederia sp Tetrastrum sp *Ulothrix* sp

### CRYSOPHYCEAE Mallomonas sp

CRYPTOPHYCEAE Cryptomonas sp Rhodomonas sp

## CYANOPHYCEAE

Anabaena circinales Anabaena sp Aphanocapsa sp Aphanothece sp células livres de M. aeruginosa Cylindrospermopsis sp Lyngbya sp Microcystis aeruginosa Microcystis lameliforme Phormidium sp Pseudoanabaena sp Raphidiopsis sp Spirulina sp Synechococcus sp Synechocystis sp

### BACILLARIOPHYCEAE

Aulacoseira sp Coscinodiscus sp Craticulla sp Cymbella sp Navicula sp Nitzschia sp Pandorina sp Pinnularia sp Sellaphora sp Synedra sp

EUGLENOPHYCEAE Trachelomonas sp Phacus curvicauda

# APÊNDICE E \_ FIGURAS DA APLICAÇÃO DE REMOÇÃO DO CONTÍNUO

## E.1 Todos os pontos



Figura E.1 – (a) Espectro de todos os pontos amostrais, (b) Espectros com o contínuo removido.



Figura E.2 – Correlograma contendo todos os 51 pontos amostrais, correspondente ao intervalo de 400-900 nm.



Figura E.3 – Correlograma contendo todos os 51 pontos amostrais, correspondente ao intervalo do azul (450-480 nm).







Figura E.5 – Correlograma contendo todos os 51 pontos amostrais, correspondente ao intervalo do vermelho (630-700 nm).



Figura E.6 – Correlograma contendo todos os 51 pontos amostrais, correspondente ao intervalo de 630-720 nm.

### E.2 Grupo 2

0 ↓ 400

500



Comp. de onda (nm)

700

800

900

600

Figura E.7 - (a) Espectro de todos os pontos amostrais, (b) Espectros com o contínuo removido.



Figura E.8 – Correlograma do grupo 2, intervalo de 400-900 nm.



Figura E.9 – Correlograma do grupo 2, intervalo do azul (450-480 nm).



Figura E.10 – Correlograma do grupo 2, intervalo de 400-472 nm.






Figura E.12 – Correlograma do grupo 2, intervalo de 630-720 nm.





Figura E.13 - (a) Espectro de todos os pontos amostrais, (b) Espectros com RC.



Figura E.14 – Correlograma do grupo 3, intervalo de 400-900 nm.



Figura E.15 – Correlograma do grupo 3, intervalo do azul (450-480 nm).



Figura E.16 – Correlograma do grupo 3, intervalo de 400-472 nm.



Figura E.17 – Correlograma do grupo 3, intervalo do vermelho (630-700 nm).



Figura E.18 – Correlograma do grupo 3, intervalo de 630-720 nm.

## ANEXO A - SUFIXOS PARA NOMENCLATURA DE ALGAS

DIVISÃO - phyta SUBDIVISÃO - phytina CLASSE - phyceae SUBCLASSE -phycidae ORDEM - ales SUBORDEM - inales FAMÍLIA - aceae SUBFAMÍLIA - oideae TRIBO - eae GÊNERO ESPÉCIE VARIEDADE FORMA >

> > nome latino >



## ANEXO B \_ DADOS CLIMATOLÓGICOS DO PERÍODO DE COLETA

Figura B1: Dados climatológicos do período de coleta de dados no reservatório de Ibitinga.