



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

sid.inpe.br/mtc-m21b/2015/03.06.13.23-TDI

CARACTERIZAÇÃO TEMPORAL DAS PROPRIEDADES BIO-ÓTICAS DO RESERVATÓRIO DE IBITINGA/SP

Carolline Tressmann Cairo

Dissertação de Mestrado do
Curso de Pós-Graduação em
Sensoriamento Remoto, orientada
pelos Drs. Cláudio Clemente
Faria Barbosa, e Maria do Carmo
Calijuri, aprovada em 08 de abril
de 2015.

URL do documento original:

<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3J4KK5E>

INPE
São José dos Campos
2015

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Gabinete do Diretor (GB)

Serviço de Informação e Documentação (SID)

Caixa Postal 515 - CEP 12.245-970

São José dos Campos - SP - Brasil

Tel.:(012) 3208-6923/6921

Fax: (012) 3208-6919

E-mail: pubtc@sid.inpe.br

**COMISSÃO DO CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO
DA PRODUÇÃO INTELECTUAL DO INPE (DE/DIR-544):****Presidente:**

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

Membros:

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

Dr. Amauri Silva Montes - Coordenação Engenharia e Tecnologia Espaciais (ETE)

Dr. André de Castro Milone - Coordenação Ciências Espaciais e Atmosféricas
(CEA)

Dr. Joaquim José Barroso de Castro - Centro de Tecnologias Espaciais (CTE)

Dr. Manoel Alonso Gan - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos
(CPT)

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

Dr. Plínio Carlos Alvalá - Centro de Ciência do Sistema Terrestre (CST)

BIBLIOTECA DIGITAL:

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

Clayton Martins Pereira - Serviço de Informação e Documentação (SID)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Simone Angélica Del Duca Barbedo - Serviço de Informação e Documentação
(SID)

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

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Marcelo de Castro Pazos - Serviço de Informação e Documentação (SID)

André Luis Dias Fernandes - Serviço de Informação e Documentação (SID)



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

sid.inpe.br/mtc-m21b/2015/03.06.13.23-TDI

CARACTERIZAÇÃO TEMPORAL DAS PROPRIEDADES BIO-ÓTICAS DO RESERVATÓRIO DE IBITINGA/SP

Carolline Tressmann Cairo

Dissertação de Mestrado do
Curso de Pós-Graduação em
Sensoriamento Remoto, orientada
pelos Drs. Cláudio Clemente
Faria Barbosa, e Maria do Carmo
Calijuri, aprovada em 08 de abril
de 2015.

URL do documento original:

<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3J4KK5E>

INPE
São José dos Campos
2015

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Cairo, Caroline Tressmann.

c123c Caracterização temporal das propriedades bio-ópticas do reservatório de Ibitinga/SP / Caroline Tressmann Cairo. – São José dos Campos : INPE, 2015.

xxvi + 121 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m21b/2015/03.06.13.23-TDI)

Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2015.

Orientadores : Drs. Cláudio Clemente Faria Barbosa, e Maria do Carmo Calijuri.

1. Caracterização bio-ótica. 2. Monitoramento da qualidade da água. 3. Reservatório tropical. 4. Componentes óticamente ativos. 5. Propriedades óticas. I.Título.

CDU 528.8:556.55(815.6)



Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

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

Dr. Cláudio Clemente Faria Barbosa



Presidente / Orientador(a) / INPE / SJC Campos - SP

Dra. Maria do Carmo Calijuri



Orientador(a) / USP / São Carlos - SP

Dra. Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo



Membro da Banca / INPE / SJC Campos - SP

Dr. Lênio Soares Galvão



Membro da Banca / INPE / SJC Campos - SP

Dr. Waterloo Pereira Filho



Convidado(a) / UFSM / Santa Maria - RS

Este trabalho foi aprovado por:

maioria simples

unanimidade

**Título: "CARACTERIZAÇÃO TEMPORAL DAS PROPRIEDADES BIO-ÓTICAS DO
RESERVATÓRIO DE IBITINGA/SP."**

Aluno (a): **Carolline Tressmann Cairo**

São José dos Campos, 08 de Abril de 2015

“A mente que se abre a uma nova ideia jamais voltará ao seu tamanho original”.

Albert Einstein

A minha família e amigos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento desta pesquisa.

Aos meus orientadores Dr. Claudio Barbosa e Dra Maria do Carmo Calijuri, obrigada por todo conhecimento transmitido. Claudio, muito obrigada pela oportunidade, paciência, conselhos e dedicação com a nossa pesquisa. Maria do Carmo, muito obrigada pelo carinho e por ter me acolhido tão bem em seu laboratório na USP de São Carlos/SP.

À Dra Evlyn Novo pelos conselhos, oportunidade, dedicação, paciência, carinho e pelas inúmeras discussões construtivas acerca dos resultados da pesquisa. A senhora ajudou a transformar cada um de meus dias em dias extraordinários!

Ao CNPq pela bolsa de mestrado e à FAPESP (Projeto 2008/56252-0) e fundação CAPES/PROEX pelo apoio financeiro na aquisição dos dados.

A toda equipe da água que me ajudou na realização das campanhas de campo e aos colegas da batcaverna pelos momentos de descontração.

A minha família e amigos, pois me deram todo o tipo de apoio para seguir meus objetivos de vida e sonhos. Mãe, obrigada por tudo, principalmente por ter me preparado para “bater asas e voar”! Vovó e vovô, vocês são dois anjos na minha vida, obrigada por todo carinho, compreensão e força!

Obrigada a todos que acreditam e investem no meu potencial!

RESUMO

O grau de trofia dos reservatórios vem sendo alterado por mudanças das condições ambientais decorrentes das atividades antrópicas, promovendo e intensificando o processo de eutrofização nesses ambientes de transição entre rios e lagos e, conseqüentemente, deteriorando a qualidade das águas superficiais. O monitoramento da qualidade da água desses ecossistemas aquáticos, ao longo do tempo e do espaço, visa tanto assegurar seus múltiplos usos como orientar as políticas ambientais e de saúde pública. As propriedades óticas dos sistemas aquáticos são indicadores de propriedades biogeoquímicas, permitindo o seu monitoramento por meio de sensores da cor da água. A análise das propriedades bio-ólicas dos sistemas aquáticos pode dar subsídio ao desenvolvimento de modelos para a estimativa de seus componentes óticamente ativos (COAs) a partir de imagens de sensoriamento remoto, sendo, portanto, de grande relevância para a expansão das aplicações dessa tecnologia. Como o desenvolvimento de modelos requer informações bio-ólicas que cubram um amplo range de variação dos COAs e das propriedades óticas inerentes e aparentes, a hipótese que motiva esta pesquisa é determinar em que época do ano, dentre as analisadas, obtêm-se a maior amplitude de variação dos COAs e das propriedades óticas para o mesmo número de amostras. O objetivo do presente estudo foi caracterizar a variabilidade espaço-temporal das propriedades bio-ólicas do reservatório de Ibitinga/SP, a partir de dados radiométricos e limnológicos coletados *in-situ* de fevereiro a julho de 2014. Em cada estação amostral foram adquiridos perfis das seguintes variáveis óticas: coeficientes de absorção, atenuação e retroespalhamento, bem como espectros de radiâncias/irradiâncias acima e na coluna d'água, sendo que estas medidas permitiram calcular o K_d e a R_{rs} . Concomitante com estas medidas, amostras de água foram coletadas para determinação das concentrações dos constituintes óticamente ativos e dos coeficientes de absorção de particulados e de CDOM. Os valores mínimos e máximos do coeficiente de atenuação difusa da irradiância descendente ponderado para a radiação fotossinteticamente ativa (${}^wK_{d(av)}$ PAR) ao longo das campanhas de campo foram respectivamente $0,99\text{ m}^{-1}$ e $3,45\text{ m}^{-1}$. Já a faixa de concentrações médias dos COAs foi de 14,39 a 16,17 mg/L para o carbono total dissolvido (DTC), 11,46 a 100,53 $\mu\text{g/L}$ para clorofila-*a* e 1,83 a 14,53 mg/L para o material em suspensão total (MST). Os valores mínimo e máximo de absorção por CDOM em 440 nm foram $0,730\text{ m}^{-1}$ e $1,708\text{ m}^{-1}$, respectivamente. Observou-se em todas as estações amostrais baixa disponibilidade de luz na região do azul na profundidade de 1 metro, evidenciando que a absorção por CDOM é significativa no reservatório no período amostrado. Além disso, verificou-se que a variabilidade do K_d é influenciada principalmente pela presença de fitoplâncton e CDOM no reservatório, sendo que a R_{rs} também mostrou tendências semelhantes. Disso se conclui que a análise de todos os dados indicou mudanças das propriedades óticas no espaço e no tempo, sendo máxima a variabilidade espacial nos meses de chuva e mínima nos meses secos e frios. Ao longo do tempo, do verão para o inverno, as propriedades óticas do reservatório tendem a ser cada vez mais dominadas pelo CDOM.

TEMPORAL CHARACTERIZATION OF THE BIO-OPTICAL PROPERTIES OF THE IBITINGA/SP RESERVOIR

ABSTRACT

Reservoir's trophic level has been drastically changed by alterations in the environmental conditions derived from human activities causing eutrophication and deterioration of the quality of surface waters. Water quality in time and space helps to ensure reservoir's multiple uses and provides guidelines for public health policies. The optical properties of aquatic systems are indicators of biogeochemical properties, allowing their monitoring by the color water sensors. The analysis of bio-optical properties of aquatic systems can give subsidy to the development of models for the estimation of its optically active components (AOCs) from remote sensing images, and is therefore of great importance for the expansion of applications of this technology. As the development of models requires bio-optical information covering a wide range of AOCs and the inherent and apparent optical properties variation, the hypothesis that motivates this research is to determine in what time of the year, among the analyzed, is obtained the greatest amplitude variation of AOCs and optical properties for the same number of samples. The aim of this study is to characterize the temporal and spatial variability of the bio-optical properties of the Ibitinga/SP reservoir using radiometric and limnological data collected in-situ throughout the year between February and July of 2014. At each sampling station the profiles were acquired in the following optical variable: absorption, attenuation and backscattering coefficients, as well as the radiance/irradiance spectrums above and in the water column, and these measures allowed to calculate the K_d and R_{rs} . Concurrently with these measures, water samples were collected to determine the concentrations of optically active constituents and absorption coefficients of particles and CDOM. The minimum and maximum values of the downward irradiance-weighted diffuse attenuation coefficient for the photosynthetically active radiation ($^w K_{d(av)} PAR$) over the field campaigns were respectively $0.99 m^{-1}$ and $3.45 m^{-1}$. The average intervals of the concentrations of AOCs was 14.39 to 16.17 mg/L for dissolved total carbon (DTC), 11.46 to 100.53 $\mu g/L$ for chlorophyll-a and 1.83 to 14.53 mg/L for total suspended material (MST). The minimum and maximum values of absorption in 440 nm by CDOM were $0.730 m^{-1}$ and $1.708 m^{-1}$, respectively. It was noted that in all stations there is low light availability in blue region in one meter, evidencing that absorption by CDOM is significant in the reservoir over the months in stations. Furthermore, it was found in this study that the K_d variability is influenced mainly by the presence of phytoplankton and CDOM in the reservoir, and the R_{rs} also showed similar trends. The analysis of all data indicated changes in the optical properties in space and time, being the spatial variability maximum in the rainy months and minimum in dry and cold months. Over time, from summer to winter, the reservoir optical properties tend to be increasingly dominated by CDOM.

LISTA DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
Figura 3.1 - Coeficiente de absorção (a), espalhamento (b) e atenuação (c) da água pura.....	10
Figura 3.2 - Espectros de reflectância com diferentes concentrações de TSS	11
Figura 3.3 - Coeficiente de absorção espectral do CDOM para 21 estações, com variação do $a\text{-CDOM}_{(440)}$ em 2008 de 0,4553 a 1,4525 m^{-1} e em 2009 de 0,3530 a 1,3489 m^{-1}	13
Figura 3.4 - Espectros de absorção dos diferentes tipos de pigmentos	15
Figura 3.5 - Coeficiente de absorção do fitoplâncton (chl- <i>a</i>) para 21 estações com concentrações de clorofila- <i>a</i> de 2,3 a 132,4 mg m^{-3}	16
Figura 3.6 - Geometria utilizada para definir as propriedades inerentes.....	18
Figura 4.1 - Localização do reservatório de Ibitinga/SP e das estações amostrais	23
Figura 4.2 - Equipamentos utilizados in situ. Sensores do Ramses TriOS que medem Irradiância (A) e Radiância (B), ACS (C), HydroScat-6 (D), Sonda multiparamétrica YSI 6600 (E), GPS (F), Disco de Secchi (G), Anemômetro (H) e Profundímetro (I) ...	26
Figura 4.3 - Modelo esquemático dos tubos de absorção e atenuação, incluindo as fontes de luz e detectores.....	27
Figura 4.4 – Sistema ótico do <i>Hydroscat-6</i> . Disposição das fontes emissoras e dos detetores.....	29
Figura 4.5 - Layout ótico de funcionamento do <i>Hydroscat-6</i>	29
Figura 4.6 - Espectrofotômetro UV-VIS Shimadzu UV-2600	30
Figura 4.7 - Diagrama esquemático de funcionamento de um espectrofotômetro.....	31
Figura 4.8 - Localização dos SIMA's no reservatório de Ibitinga/SP	32
Figura 4.9 - Disposição dos sensores Ramses TriOS em campo, (A) estrutura com dois sensores do módulo ARC e um do ARC e (B) gaiola com dois sensores do módulo ACC e um do ARC	34
Figura 4.10 - Disposição do ACS, sensor de temperatura, pressão e condutividade (CTD) e da bomba de água na gaiola retangular aberta	35
Figura 4.11 - Utensílios utilizados na filtração.....	37

Figura 4.12 - Visão esquemática da configuração de uma esfera integradora. Os símbolos A1, A2, B1 e B2 são as portas de posicionamento das amostras, brancos e placas de Spectralon e <i>blacktraps</i>	39
Figura 4.13 - Filtros GF-F (A) antes e (B) depois da despigmentação com NaClO 1% 41	
Figura 4.14 - (A) Extração da clorofila com etanol 80% e cubeta usada na leitura, (B) equipamento utilizado para o banho maria e (C) acidificação da amostra de clorofila extraída	47
Figura 5.1 - Chuva acumulada mensal para a estação automática Ibitinga/SP	60
Figura 5.2 - Dados de vazão média diária decadal (1970 a 2000) e defluente do ano de 2014.....	61
Figura 5.3 - Vazão defluente média diária das campanhas de campo de (A) 06 de fevereiro, (B) 26 de março, (C) 13 de maio e (D) 16 de julho, sendo que a bolinha vermelha em cada gráfico se refere à data das campanhas de campo	62
Figura 5.4 - Coeficiente de absorção espectral do CDOM nos meses de (A) fevereiro, (B) março, (C), maio e (D) julho	63
Figura 5.5 - Coeficiente de absorção do fitoplâncton nos meses de (A) fevereiro, (B) março, (C) maio e (D) julho	65
Figura 5.6 - Coeficiente de absorção específico da chl- <i>a</i> nos meses de (A) fevereiro, (B) março, (C) maio e (D) julho	66
Figura 5.7 - Reflectância de sensoriamento remoto na superfície da água nas estações. Na estação P3 os valores do espectro da linha contínua são referentes ao eixo da esquerda (escala ampliada para realçar as feições) e da linha pontilhada ao da direita.....	68
Figura 5.8 - Reflectância de sensoriamento remoto temporal em 1 metro nas estações.....	70
Figura 5.9 - Gráficos de ${}^wK_{d(av)}(\lambda)$ espacial dos meses (A) fevereiro, (B) março, (C) maio e (D) julho.....	73
Figura 5.10 - Espectros dos ${}^wK_{d(av)}(\lambda)$ temporal das estações.....	76
Figura 5.11 - Amplitude de variação do ${}^wK_{d(av)}$, determinado a partir dos valores máximos e mínimos de cada estação amostral, ao longo das campanhas. (A) P1 –	

amplitude (fevereiro - maio), (B) P2 – amplitude (fevereiro - maio), (C) P3 – amplitude (março - maio) e (D) P4 – amplitude (março - julho)	78
Figura 5.12 – Amplitude espacial entre as estações amostrais com valores máximos e mínimos de ${}^wK_{d(av)}$ ao longo dos meses das campanhas. (A) Fevereiro – amplitude entre as estações (P1 - P4), (B) Março – amplitude entre as estações (P4 - P1), (C) Maio – amplitude entre as estações (P4 - P3) e (D) Julho – amplitude entre as estações (P1 - P2).....	79
Figura 5.13 - Espectros de ${}^wK_d(av)$ espacial para a faixa de comprimento de onda de 500 à 700 nm nos meses de (A) fevereiro, (B) março, (C) maio e (D) julho	80
Figura 5.14 - Scatterplot de ${}^wK_{d(av)}$ PAR versus MST para os meses de fevereiro, março, maio e julho	82
Figura 5.15 - Scatterplot de ${}^wK_{d(av)}$ PAR versus chl- <i>a</i> para os meses de fevereiro, março, maio e julho	83
Figura 5.16 – Scatterplot espacial do ${}^wK_{d(av)}$ versus coeficiente de absorção do CDOM (a-CDOM), ambos em 440 nm, dos meses de (A) fevereiro, (B) março, (C) maio e (D) julho.....	85
Figura 5.17 - Profundidade da zona eufótica em relação à distância da barragem	86
Figura 5.18 - Relação entre a profundidade da zona eufótica e do disco de secchi (A) das estações em todas as campanhas de campo (B).	87
Figura A1 - Coeficiente de absorção temporal das estações (A) P1, (B) P2, (C) P3 e (D) P4, nos comprimentos de onda de 410, 555 e 676 nm	115
Figura A2 - Coeficiente de absorção espacial dos meses de (A) fevereiro, (B) março, (C) maio e (D) julho, nos comprimentos de onda de 410, 555 e 676 nm	116
Figura A3 - Coeficiente de espalhamento temporal das estações (A) P1, (B) P2, (C) P3 e (D) P4, nos comprimentos de onda de 410, 555 e 676 nm.....	117
Figura A4 - Coeficiente de espalhamento espacial dos meses de (A) fevereiro, (B) março, (C) maio e (D) julho, nos comprimentos de onda de 410, 555 e 676 nm.....	118
Figura A5 - Coeficiente de atenuação temporal das estações (A) P1, (B) P2, (C) P3 e (D) P4, nos comprimentos de onda de 410, 555 e 676 nm.....	119

Figura A6 - Coeficiente de atenuação espacial dos meses de (A) fevereiro, (B) março, (C) maio e (D) julho, nos comprimentos de onda de 410, 555 e 676 nm.....	120
Figura A7 - Coeficiente de retroespalhamento dos meses de (A) fevereiro, (B) março, (C) maio e (D) julho, nos comprimentos de onda de 420, 442, 470, 510, 590 e 700 nm.....	121

LISTA DE TABELAS

	<u>Pág.</u>
Tabela 5.1 - Valores médios, máximos e mínimos dos parâmetros limnológicos	57
Tabela 5.2 - Valores de coeficiente de absorção do CDOM em 440 nm	63

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

COAs – Componentes óticamente ativos

REM – Radiação eletromagnética

TSS – Sólidos Totais em Suspensão

IVP – Infravermelho próximo

MOD – Matéria orgânica dissolvida

CDOM - *Coloured Dissolved Organic Matter*

UV – ultravioleta

PAR – radiação fotossinteticamente ativa

chl-*a* – clorofila-*a*

FEV e $\beta(\psi)$ – função de espalhamento volumétrico

a – coeficiente de absorção

b – coeficiente de espalhamento total

b_f – coeficiente de espalhamento frontal

b_b – coeficiente de retroespalhamento

c – coeficiente de atenuação

POIs – Propriedades óticas inerentes

POAs – Propriedades óticas aparentes

K_d – coeficiente de atenuação difusa da irradiância descendente

${}^wK_{d(av)}$ - coeficiente de atenuação difusa da irradiância descendente ponderado pela irradiância descendente

R_{rs} – reflectância de sensoriamento remoto

Z_{eu} – limite da zona eufótica

E_d – irradiância descendente

Eu – irradiância ascendente

Es – irradiância incidente na superfície da água

Lw – radiância emergente da coluna d'água

Ls – radiância difusa na atmosfera

Lu – radiância ascendente na coluna d'água

a -CDOM – coeficiente de absorção do CDOM

a -CDOM₍₄₄₀₎ - coeficiente de absorção do CDOM em 440 nm

$\alpha_{\text{phy}}(\lambda)$ – coeficiente de absorção do fitoplâncton

$\alpha_{\text{phy}}^*(\lambda)$ – coeficiente de absorção específico da clorofila-a

APA – Área de Proteção Ambiental

CTD – sensor de temperatura, pressão e condutividade

HCl – ácido clorídrico

UGRHI – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos

UHE – usina hidroelétrica

ACS - *Spectral Absorption and Attenuation Meter*

FOV – campo de visada

RAMSES - *Radiation measurement sensor with enhanced spectral resolution*

ARC – módulo do sensor RAMSES TriOS que mede radiância

ACC – módulo do sensor RAMSES TriOS que mede irradiância

LED – diodo emissor de luz

SIMA – Sistema Integrado de Monitoramento Ambiental

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia

LAQUATEC – Laboratório de Pesquisa Ambiental em Aerossóis, Soluções Aquosas e Teconologia

IIE – Instituto Internacional de Ecologia

T-R – método transmitância-reflectância

NaClO – hipoclorito de sódio

$OD_s(\lambda)$ - densidade óptica das partículas do filtro

$OD_{sus}(\lambda)$ - densidade óptica das partículas em suspensão total

$OD_{phy}(\lambda)$ – densidade óptica do fitoplâncton

MST – material em suspensão total

MSI – material em suspensão inorgânico

MSO – material em suspensão orgânico

DTC – carbono total dissolvido

DIC – carbono inorgânico dissolvido

DOC – carbono orgânico dissolvido

FN – fator de normalização

CV – coeficiente de variação

ONS – Operador Nacional do Sistema Elétrico

SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	5
2.1. OBJETIVO GERAL.....	5
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	5
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	7
3.1. SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO A AMBIENTES AQUÁTICOS	7
3.2. COMPONENTES ÓTICAMENTE ATIVOS.....	8
3.2.1. <i>Água Pura</i>	9
3.2.2. <i>Sólidos Totais em Suspensão</i>	10
3.2.3. <i>Matéria Orgânica Dissolvida</i>	12
3.2.4. <i>Fitoplâncton</i>	14
3.3. CARACTERIZAÇÃO BIO-ÓTICA	17
3.4. PROPRIEDADES ÓTICAS DA ÁGUA	18
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	23
4.1. ÁREA DE ESTUDO.....	23
4.2. MATERIAIS.....	25
4.2.1. <i>Equipamentos para coleta de dados in-situ</i>	25
4.2.2. <i>Equipamento de análise laboratorial</i>	30
4.2.3. <i>SIMA</i>	31
4.3. MÉTODOS.....	32
4.3.1. <i>Definição e coleta de dados in-situ e auxiliares</i>	32
4.3.2. <i>Metodologia e processamento dos dados de laboratório</i>	38
4.3.3. <i>Processamento dos dados brutos</i>	48
4.3.4. <i>Cálculo das POAs e correlações</i>	53
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
5.1. DADOS LIMNOLÓGICOS	57

5.2.	DADOS DE PRECIPITAÇÃO E VAZÃO	59
5.3.	DADOS DE LABORATÓRIO.....	62
5.3.1.	<i>Coefficiente de absorção do CDOM</i>	<i>62</i>
5.3.2.	<i>Coefficiente de absorção do fitoplâncton e da chl-a.....</i>	<i>64</i>
5.4.	PROPRIEDADES ÓTICAS APARENTES	68
5.4.1.	<i>Reflectância de Sensoriamento Remoto</i>	<i>68</i>
5.4.2.	<i>${}^wK_{d_{av}}$ e relações.....</i>	<i>73</i>
5.4.3.	<i>Zona Eufótica</i>	<i>86</i>
5.4.4.	<i>Comprimento de onda de maior penetração</i>	<i>88</i>
5.5.	PROPRIEDADES ÓTICAS INERENTES.....	89
5.5.1.	<i>Coefficiente de absorção, espalhamento e atenuação.....</i>	<i>89</i>
5.5.2.	<i>Coefficiente de retroespalhamento</i>	<i>92</i>
5.6.	INFLUÊNCIA DA VAZÃO NA QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO	93
6.	CONCLUSÕES.....	95
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	99
	APÊNDICE A.....	115

1. INTRODUÇÃO

Reservatórios são sistemas aquáticos intermediários entre rios e lagos, criados a partir do represamento de um rio. São ecossistemas de funcionamento complexo porque estão sujeitos a mudanças rápidas de suas variáveis bióticas e abióticas em decorrência da variabilidade natural do ambiente e das necessidades de aproveitamento de seus recursos hídricos. Além disso, possuem diferentes características hidrológicas e morfométricas, com padrões horizontal e vertical distintos, as quais variam com a região geográfica na qual se encontram. Suas principais utilizações são geração de energia elétrica, abastecimento doméstico, controle de inundações, recreação, irrigação, transporte, dentre outros (BARBOSA et al., 1999; COOKE, et al., 2005; MARGALEF, 1975; TUNDISI, 1999; WETZEL, 2001).

O desenvolvimento de indústrias e o crescimento desordenado da população têm afetado os processos ecossistêmicos dos reservatórios, principalmente no que se refere à preservação da qualidade da água. Essas atividades antrópicas têm promovido a eutrofização da água pelo enriquecimento de nutrientes, causado pelas descargas de esgotos domésticos e industriais dos centros urbanos e pelo escoamento superficial de regiões agrícolas. Isso produz inúmeras alterações na qualidade da água, como a redução da concentração de oxigênio dissolvido, mortalidade de peixes e aumento da ocorrência de florações de algas. Tais resultados podem provocar um crescimento no custo do tratamento da água e levar a consequências graves para a saúde pública (AZEVEDO; VASCONCELOS, 2006; BRANCO; ROCHA, 1977; GUIMARÃES Jr. et al., 1998; RANDOLPH et al., 2008).

Frente a este quadro, torna-se essencial o monitoramento contínuo da qualidade da água dos reservatórios para assegurar seus múltiplos usos, uma vez que acumulam constantemente a água da chuva bem como a água proveniente dos seus tributários (THORNTON et al., 1996; WANG et al., 2004). Além disso, o monitoramento, juntamente com a identificação dos pontos críticos do reservatório em relação à poluição, subsidia o planejamento de programas de conservação, gerenciamento e

recuperação de represas (SANTOS; FILHO, 2013). Esse monitoramento também é importante para ampliar o conhecimento sobre os fatores que controlam o estado trófico dos reservatórios, funcionando como uma ferramenta para orientar as políticas ambientais e de saúde pública.

A viabilidade do uso do sensoriamento remoto ótico para o monitoramento e manejo desses corpos de água tem sido amplamente avaliada, pois alguns componentes utilizados na avaliação da qualidade da água interagem com a radiação eletromagnética (REM) na região do visível e infravermelho próximo (KIRK, 2011) alterando a cor da água. Desta forma, a cor da água está diretamente relacionada com a presença e as diferentes concentrações destes constituintes na coluna d'água, os quais por sua vez provocam diferenças nas características óticas subaquáticas (IOCCG, 2000).

Em associação com medições *in situ*, o sensoriamento remoto da cor da água pode ser uma importante ferramenta para o monitoramento do estado trófico das águas interiores e costeiras, e fornecer informações para apoiar novas estratégias de gestão sustentável destes ecossistemas (BRIVIO et al., 2001; GURLIN et al., 2011). Ainda no século XX, Dekker (1993) já relatava que o uso de sensoriamento remoto nos estudos limnológicos possibilitava avaliar grandes áreas e relacionar a resposta espectral da água com dados limnológicos obtidos em campo, auxiliando nos programas de monitoramento a partir da indicação dos melhores locais de amostragem.

Um dos principais interesses no uso de produtos de sensoriamento remoto em ambientes aquáticos é averiguar a variação espacial e temporal da composição da água, de modo a investigar a origem e o deslocamento de componentes específicos em suspensão ou dissolvidos na mesma (JENSEN, 2009). Sedimentos em suspensão, matéria orgânica dissolvida, fitoplâncton e as moléculas de água em si são chamados de componentes óticamente ativos (COAs), sendo os principais componentes a controlar as propriedades óticas inerentes da água (MOBLEY, 1994).

A composição e a concentração de COAs variam ao longo do tempo em função de fatores tais como precipitação, ventos, mudanças no uso e cobertura do solo entre outros. A operação de um reservatório para atender requisitos de demanda de energia e de qualidade da água representa um fator adicional na alteração da concentração de COAs no tempo e no espaço. A liberação de água pelas turbinas e vertedouros pode remover grande quantidade de material da coluna de água; a turbulência induzida pelo aumento dos picos de descarga também pode provocar modificações na distribuição de COAs na coluna d'água (MAIOLINI et al., 2007).

Ao longo dos anos, estudos sobre a caracterização bio-ótica de sistemas aquáticos têm sido desenvolvidos, via sensoriamento remoto, com base em desenhos amostrais que priorizam a representatividade espacial das amostras (BARBOSA, 2005; RUDORFF, 2006; LONDE, 2008; FERREIRA, 2012; STREHER, 2013) adquiridas ao longo de alguns dias em torno da data de passagem do satélite. Com esse tipo de desenho amostral, entretanto, é difícil capturar toda a variabilidade dos COAs ao longo do ano hidrológico. Essa forma de amostragem pode ser ainda mais inadequada em reservatórios, pois além da variabilidade natural há também a variabilidade imposta pela manipulação do nível da água para a produção de energia.

Levando esses aspectos em consideração, o presente estudo busca identificar as épocas mais adequadas para a caracterização bio-ótica do reservatório com vistas ao desenvolvimento de modelos para a estimativa de componentes óticamente ativos dos sistemas aquáticos continentais. O desenvolvimento de modelos requer informações bio-óticas que cubram um amplo range de variação dos COAs e, conseqüentemente, das propriedades óticas inerentes e aparentes. Desta maneira, nessa pesquisa procura-se responder a seguinte questão: em que época do ano, dentre as analisadas, obtêm-se a maior amplitude de variação dos COAs e das propriedades óticas para o mesmo número de amostras?

Para a realização desta pesquisa, o sistema aquático selecionado foi o Reservatório de Ibitinga, localizado no Estado de São Paulo, por fazer parte de um sistema em cascata

inserido na Bacia do Rio Tietê, uma das mais densamente povoadas do Brasil, onde as questões de qualidade são críticas (LONDE, 2008; LUZIA, 2009; TUNDISI et al., 2008; VIEIRA et al., 2002).

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

O objetivo geral deste trabalho é caracterizar a variabilidade temporal e espacial das propriedades bio-ópticas do reservatório de Ibitinga/SP, a partir de dados radiométricos e limnológicos coletados *in-situ* de fevereiro a julho de 2014.

2.2. Objetivos Específicos

Os seguintes objetivos específicos são propostos:

- Caracterização bio-ótica do reservatório a partir da análise de dados coletados *in-situ* ao longo de quatro missões realizadas de fevereiro a julho de 2014;
- Análise da variação espacial e temporal das propriedades óticas inerentes e aparentes, das concentrações dos COAs e dos coeficientes obtidos em laboratório;
- Verificar a influência de variação da concentração dos COAs na mudança das propriedades óticas inerentes e aparentes e do campo de luz;
- Analisar a influência de fatores externos (vazão, precipitação, irradiância, intensidade do vento) na qualidade da água do reservatório.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1. Sensoriamento Remoto Aplicado a Ambientes Aquáticos

A ótica hidrológica é um ramo da física que visa descrever e explicar o comportamento do campo de luz no meio aquático (KIRK, 2011). Neste sentido, o sensoriamento remoto ótico aplicado a ambientes aquáticos busca inferir sobre a qualidade da água a partir das relações entre as propriedades da radiação que emerge e as propriedades óticas do meio aquático.

O sinal detectado pelo sensor remoto é resultado das seguintes contribuições principais: radiação espalhada pela atmosfera; reflexões especulares da radiação solar direta e difusa; e fluxo de radiação emergente da água, após ter sido retroespalhado no interior do corpo d'água. Somente a radiação emergente da água contém informações úteis sobre o ambiente aquático. Cada massa d'água é constituída por uma combinação específica de componentes orgânicos (vivos ou na forma de detritos) e inorgânicos, em suspensão ou dissolvidos, que provocam o espalhamento e a absorção da radiação incidente fazendo com que a radiação emergente seja caracterizada pela “assinatura espectral” pertinente à composição da massa de água considerada, em um tempo e local específicos (BUKATA et al., 1991; IOCCG, 2000; KAMPEL; NOVO, 2005).

Para fins de sensoriamento remoto, os sistemas aquáticos podem ser divididos em “águas do tipo 1” e “águas do tipo 2”, conforme sugerido por Morel e Prieur (1977). Os autores consideram as águas oceânicas como “águas do tipo 1” pois são oticamente simples. Nesse caso, a variabilidade nas características óticas da coluna de água é influenciada pelo fitoplâncton e seus produtos de degradação. Já “as águas do tipo 2” são as águas continentais e estuarinas, consideradas oticamente complexas e caracterizadas pela sobreposição do espalhamento e da absorção espectral dos diferentes componentes oticamente ativos da coluna de água. É importante ressaltar que essa classificação, ainda amplamente usada pela comunidade científica, tem sido recentemente revista por alguns pesquisadores (MOORE et al., 2009; SZETO et al.,

2011) em decorrência da ampliação do conhecimento sobre as propriedades bio-ópticas dos oceanos, pois existem importantes fontes de variabilidades bio-ótica que precisam ser contabilizadas para obter produtos mais acurados e mais informações sobre os processos biogeoquímicos (RUDORFF, 2013).

A água no ambiente natural é uma mistura complexa de diversos materiais dissolvidos e particulados que possuem propriedades ópticas específicas. A natureza, concentração e distribuição desses componentes na coluna d'água são os fatores responsáveis pelas modificações em sua cor, pois eles absorvem e/ou espalham seletivamente a luz incidente. As algas, por exemplo, possuem propriedades específicas de absorção, como elevada absorção na região do azul e do vermelho, que modificam a cor da água, tornando-a mais esverdeada, amarelada ou avermelhada (KIRK, 2011).

A aplicação do sensoriamento remoto ao estudo dos ambientes aquáticos se encontra restrita a uma faixa relativamente estreita do espectro eletromagnético em comparação com os demais alvos da superfície. Isso acontece devido à baixa irradiância solar em comprimentos de onda menores que 400 nm na superfície terrestre, em função da elevada absorção atmosférica, e devido ao significativo aumento de absorção da energia eletromagnética por parte da água em comprimentos de onda maiores que 850 nm, resultando em sinais muito baixos para serem detectados e corretamente discriminados. Dessa forma, conforme as restrições descritas acima, a faixa entre 400 nm e 850 nm é usualmente selecionada para o desenvolvimento de métodos para a estimativa de parâmetros de qualidade de água por sensoriamento remoto (DEKKER, 1993).

3.2. Componentes Óticamente Ativos

Os Componentes Óticamente Ativos (COAs) são os diversos elementos presentes na água que ao interagirem com a radiação eletromagnética produzem alterações no campo de luz incidente. Além da água pura, eles englobam a matéria orgânica dissolvida, o fitoplâncton e o material em suspensão (KIRK, 2011).

Em águas naturais, os COAs presentes na sub-superfície determinam as propriedades óticas inerentes das massas d'água, sendo que suas propriedades de absorção e espalhamento são determinadas tanto pela composição quanto pelas propriedades físico-químicas desses componentes (KIRK, 2011; MOBLEY, 1994).

Vale ressaltar que as feições de absorção e espalhamento destes componentes irão definir a forma final da curva de reflectância da água, sendo que suas concentrações serão responsáveis pela magnitude das feições e da energia refletida na sub-superfície (KIRK, 2011).

3.2.1. Água Pura

Água pura é um termo utilizado para designar quando um determinado meio possui apenas moléculas de água e sais minerais (SATHYENDRANATH et al., 2000). Segundo Pozdnyakov e Grassl (2003), a água pura é definida como sendo uma substância quimicamente pura composta por uma mistura de vários isótopos de água, cada um com uma massa molecular diferente. Seu coeficiente de absorção é mínimo na região do azul e do verde, na faixa compreendida entre 400 e 500 nm, passando a ser significativo a partir de 550 nm e aumentando rapidamente na região do infravermelho, com máximo de absorção em 750 nm. Já o coeficiente de espalhamento da água pura, ao contrário da absorção, é máximo na região do azul e decresce exponencialmente em direção ao infravermelho (KIRK, 2011; MOREL; PRIEUR, 1977; SMITH; BAKER, 1981). Esta é a razão pela qual as águas limpas, com baixa concentração de partículas e substâncias dissolvidas, tendem a ter um máximo de energia refletida na região do azul (KAMPEL; NOVO, 2005). A Figura 3.1 mostra o espectro de absorção, atenuação e espalhamento da água pura.

A presença de dois "ombros de absorção" no gráfico do coeficiente de absorção da água pura, aproximadamente entre 610-620 nm e 660-670 nm, pode ser associada, segundo Kirk (2011), aos processos vibracionais das ligações O-H da molécula de água no estado líquido.

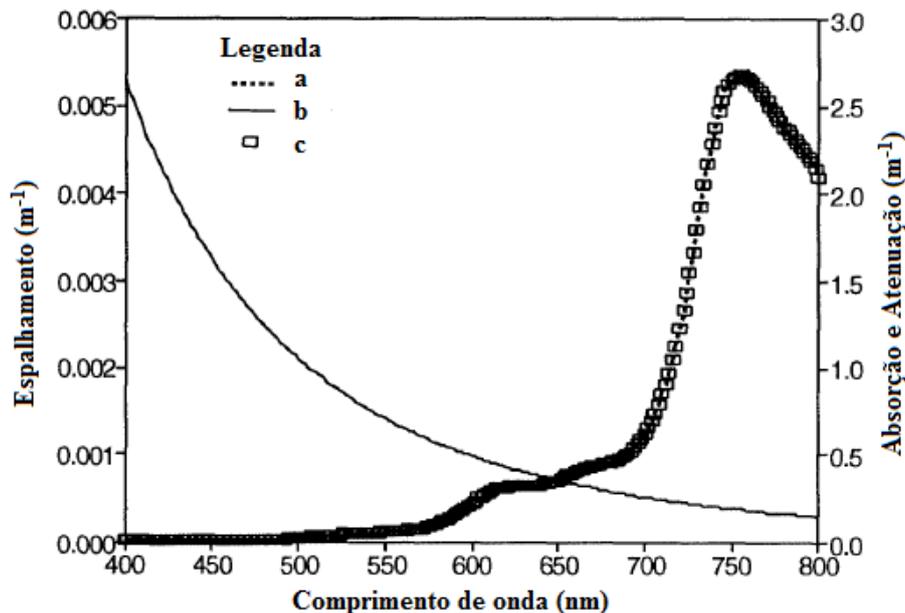


Figura 3.1 - Coeficiente de absorção (a), espalhamento (b) e atenuação (c) da água pura.
 Fonte: Adaptado de Dekker (1993).

3.2.2. Sólidos Totais em Suspensão

Os Sólidos Totais em Suspensão (TSS) são todos os materiais particulados em suspensão na água que não passam por um filtro de 0,45 micrometros. O TSS é formado por matéria orgânica viva (principalmente fitoplâncton), matéria orgânica morta (detritos) e matéria inorgânica. A soma dos componentes, matéria orgânica morta e matéria inorgânica do TSS, forma o chamado tripton ou fração não algal (BARBOSA, 2005).

Diferentes tipos e quantidades de matéria em suspensão influenciam a transparência da água, sendo um importante fator a ser levado em consideração nos estudos de avaliação do estado trófico dos corpos hídricos. As partículas em suspensão têm um peso relevante no fornecimento de nutrientes e interferem diretamente na disponibilidade de luz na coluna d'água, podendo determinar ou limitar processos de eutrofização. Além disso, a composição das partículas em suspensão determinam também alterações nos processos de absorção e espalhamento da radiação eletromagnética, provocando alterações no comportamento espectral da água (FERREIRA, 2012).

Os sólidos totais em suspensão provocam um aumento da reflectância na região do visível e do infravermelho próximo (IVP), sendo que o aumento de sua concentração ocasiona o deslocamento do pico de reflectância para os maiores comprimentos de onda. Dessa forma, a porcentagem de energia refletida na região entre 570 e 700 nm aumenta com o aumento da concentração de sedimentos suspensos na água, apresentando também uma elevação do sinal em 810 nm (GOODIN et al., 1993; LODHI et al., 1997). A Figura 3.2 mostra as curvas de reflectância com diferentes concentrações de TSS entre os comprimentos de onda de 400 e 1000 nm.

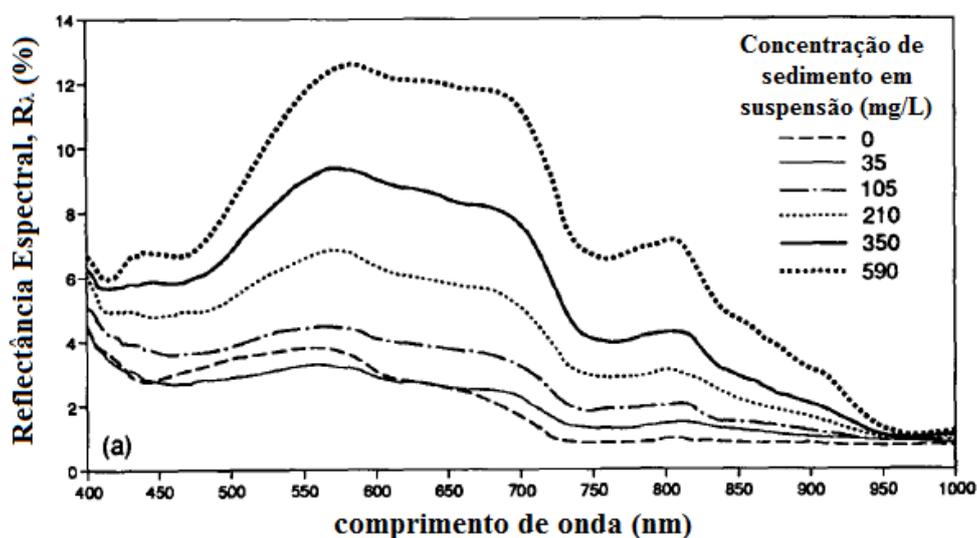


Figura 3.2 - Espectros de reflectância com diferentes concentrações de TSS.

Fonte: Adaptado de Chen et al. (1992).

Além disso, estudos conduzidos por Mobley (1994) mostram que a fração inorgânica do material particulado domina o sinal retroespalhado pelos constituintes em suspensão na água, uma vez que apresentam um índice de refração muitas vezes maior que o das partículas orgânicas. Segundo Sathyendranath et al. (2000), os espectros dos coeficientes de absorção e espalhamento específicos da matéria inorgânica dependem da forma, da distribuição de tamanhos e do índice de refração dessas partículas.

A origem do material particulado inorgânico em suspensão está associada a minerais provenientes de rochas ou solos que são carregados para os corpos hídricos por ação da

chuva ou do vento, à ressuspensão ou erosão do fundo, detritos inorgânicos como de conchas carbonáticas de moluscos e carapaças silicosas de diatomáceas (MANTOVANI, 1993).

3.2.3. Matéria Orgânica Dissolvida

A matéria orgânica dissolvida (MOD) é a principal fração do conjunto total da matéria orgânica existente nos ambientes aquáticos. O predomínio do MOD nesses ambientes é de grande importância para os microrganismos heterotróficos, pois eles apenas são capazes de assimilar os solutos. A matéria orgânica dissolvida presente nos ecossistemas aquáticos é proveniente de fontes autóctones e alóctones. Esta é produzida na parte externa do corpo hídrico e se origina da fauna e flora terrestres. Aquela, no entanto, só é produzida dentro do ambiente aquático, formada, por exemplo, a partir de produtos de degradação parcial do fitoplâncton, zooplâncton e da excreção da biota aquática, e ao contrário dos compostos alóctones, é geralmente menos resistente à biodegradação (LIKENS, 1985; MÜNSTER; CHRÓST, 1990; NELSON; SIEGEL, 2001; WETZEL, 1983).

O MOD é formado, principalmente, por ácidos húmicos e fúlvicos. Em geral, os ácidos húmicos são os grandes responsáveis pela forte absorção da REM além de ser a fração solúvel que se precipita por acidificação. Apesar de absorverem uma menor quantidade de REM, os ácidos fúlvicos são mais abundantes, o que resulta em um equilíbrio na distribuição da absorção entre compostos húmicos e fúlvicos. Além disso, eles são a fração que permanece solúvel no corpo d'água (KIRK, 2011; MANTOVANI; NOVO, 1996; SATHYENDRANATH et al., 2000).

Os compostos orgânicos dissolvidos possuem cor geralmente marrom, sendo que com o aumento de sua concentração na água esta se torna amarelada, dessa forma são frequentemente chamados de substâncias amarelas ou matéria orgânica colorida dissolvida (*Coloured Dissolved Organic Matter* - CDOM) (MOBLEY, 1994).

O CDOM é definido como sendo a parte do MOD que absorve a radiação na região do ultravioleta (UV) e do visível que atravessou um filtro submicrométrico (KUTSER et al., 2005; NELSON; SIEGEL, 2001). Segundo Kirk (2011), a curva de absorção do CDOM (Figura 3.3) possui altos valores na faixa do UV, decrescendo quase exponencialmente até o verde e atingindo valores muito baixos na região do vermelho.

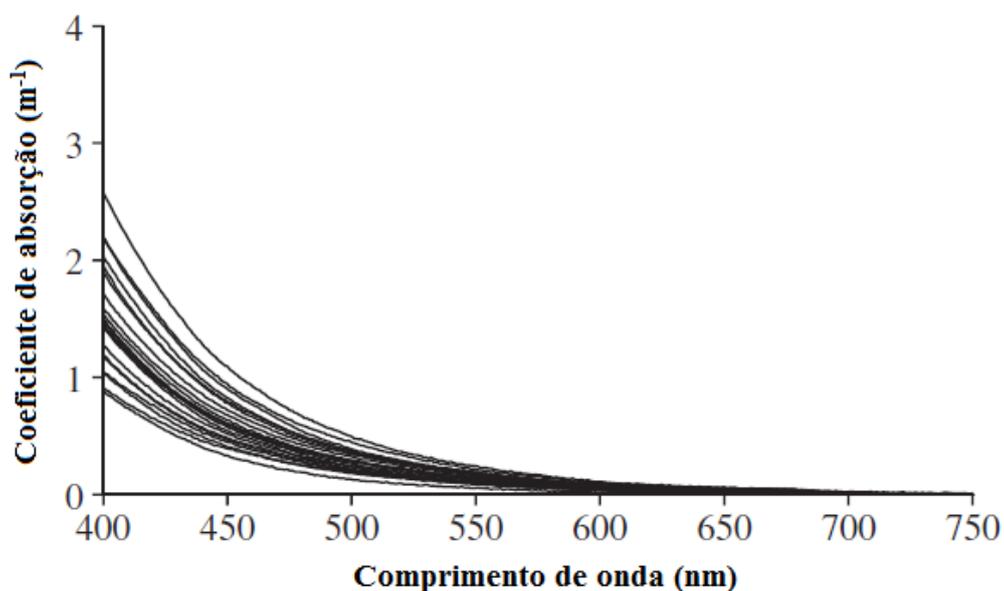


Figura 3.3 - Coeficiente de absorção espectral do CDOM para 21 estações, com variação do α -CDOM₍₄₄₀₎ em 2008 de 0,4553 a 1,4525 m⁻¹ e em 2009 de 0,3530 a 1,3489 m⁻¹.

Fonte: Adaptado de Gurlin et al. (2011).

Além disso, vale ressaltar que o CDOM é de extrema importância para a estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos, uma vez que este absorve de maneira eficiente os comprimentos de onda curtos da radiação solar, gerando tanto reações fotoquímicas quanto protegendo a biota aquática de danos induzidos por radiação UV-B. Em contrapartida, essa absorção eficiente, principalmente na região do azul, pode diminuir consideravelmente a quantidade de radiação fotossinteticamente ativa (PAR) disponível para o fitoplâncton, o que pode ocasionar a redução da produção primária, além de introduzir erros no estudo de águas naturais por sensoriamento remoto por modificar a cor da água (CHEN et al., 2004; KUTSER et al., 2005; PIENITZ; VINCENT, 2000; XIE et al., 2012).

A absorvância destes compostos medida no comprimento de onda de 440 nm, (KIRK, 2011) é usada como indicador da concentração do CDOM e de sua interferência sobre a REM.

3.2.4. Fitoplâncton

O plâncton é formado por um conjunto de organismos adaptados a passar parte ou a totalidade de suas vidas em suspensão aparente na água do mar, lagos, lagoas e rios, podendo ter movimento próprio ou ser sujeitos a movimento passivo. Ele é formado por zooplâncton, bacterioplâncton e fitoplâncton (CALIJURI et al., 2006; REYNOLDS, 2006).

O fitoplâncton é a parte fotoautotrófica do plâncton, formado por um conjunto de organismos microscópicos aquáticos adaptados a viver parte ou continuamente em águas abertas, sendo um importante produtor primário de carbono orgânico dos oceanos e de águas interiores. Pode ser encontrado no meio aquático como organismos unicelulares isolados ou organizados em colônias e filamentos (REYNOLDS, 2006).

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

Por muito tempo, o conhecimento sobre a estrutura das comunidades de fitoplâncton foi lentamente desenvolvido por observações microscópicas. Esta técnica, por ser muito difícil e demorada, foi substituída pelo uso de análises quantitativas dos pigmentos presentes na célula, como a cromatografia. A presença de certos pigmentos em uma amostra de água pode funcionar como uma espécie de marcador químico, distinguindo diferentes grupos de fitoplâncton. Alguns pigmentos presentes nas células do fitoplâncton são utilizados na captação de energia para o processo de fotossíntese, como por exemplo, a clorofila-a, e outros, para a proteção das células contra os excessos de irradiância, como o β -caroteno. Independentemente de sua função, os pigmentos

presentes nas células absorvem a luz, e cada tipo de pigmento possui bandas espectrais características, como pode ser observado na Figura 3.4 (CIOTTI, 2005; JEFFREY et al, 1997).

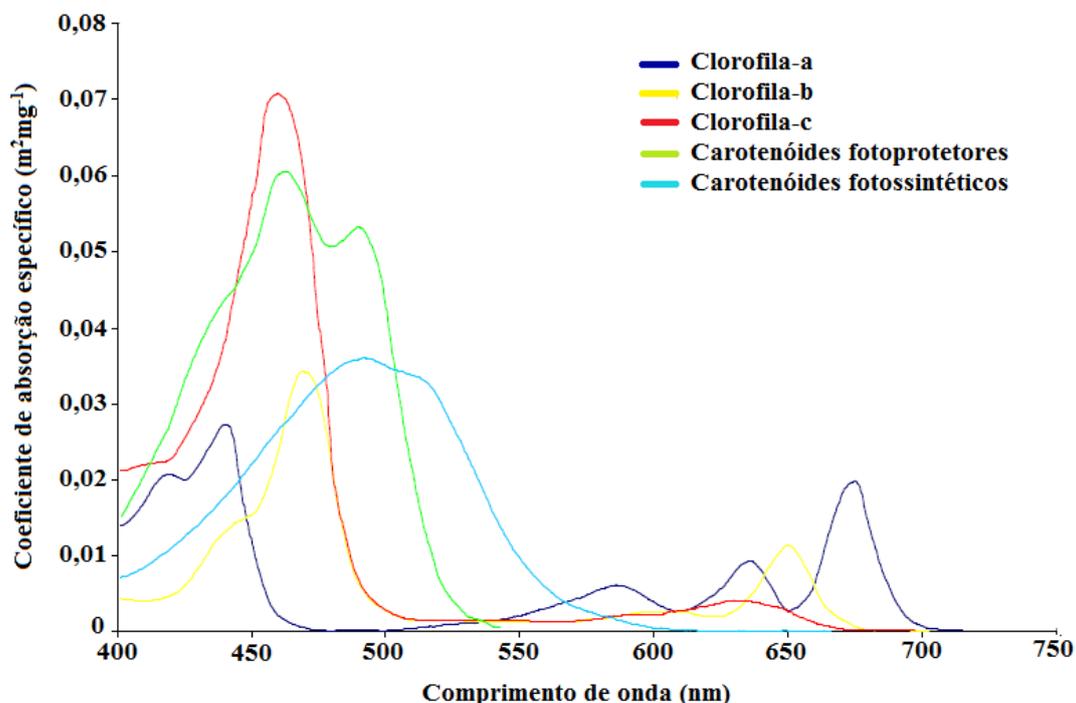


Figura 3.4 - Espectros de absorção dos diferentes tipos de pigmentos.

Fonte: Adaptado de Bidigare et al. (1990).

A clorofila-*a* é o pigmento dominante nos diversos gêneros de fitoplâncton existentes, sendo que sua concentração é adotada como representativa da biomassa fitoplanctônica em corpos d'água (REYNOLDS, 2006). Esse fotopigmento possui um comportamento espectral bem definido (Figura 3.5): picos específicos de absorção da luz visível na região do azul (440 nm) e na região do vermelho (675 nm) e picos de reflectância na região do verde (550-570 nm) e infra-vermelho próximo (IVP) (em torno de 700 nm), sendo que o aumento da reflectância na faixa do verde e IVP pode ser atribuído ao fato de ocorrer um processo de espalhamento interno nas células do fitoplâncton (partículas refratoras) (CIOTTI, 2005; GITELSON, 1992; GITELSON et al., 2000; SATHYENDRANATH et al, 1987). Além disso, esses picos podem ser mascarados quando também estão presentes na água outros componentes opticamente ativos, como

sedimentos em suspensão ou matéria orgânica dissolvida (QUIBELL, 1991; DEKKER et al., 1992).

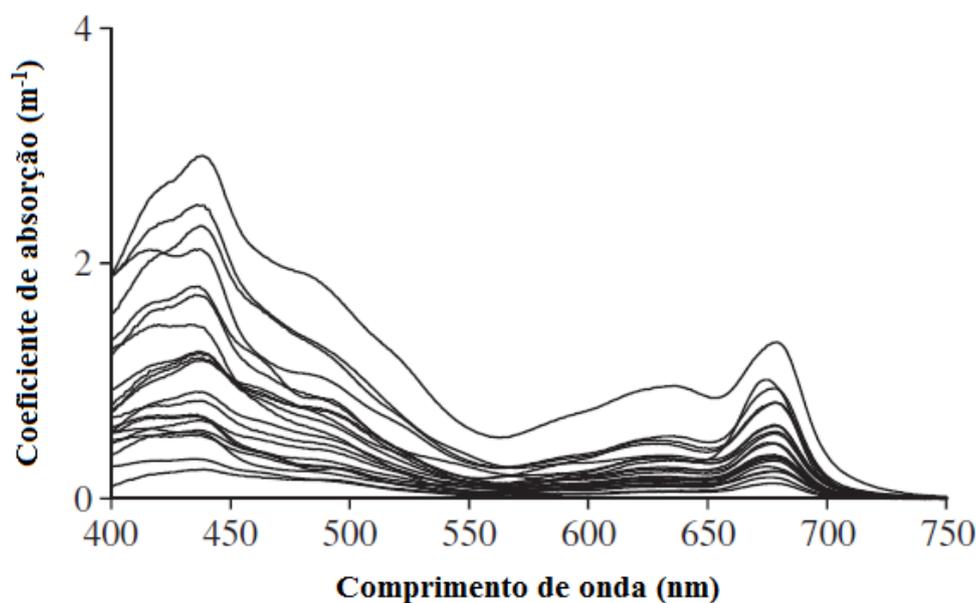


Figura 3.5 - Coeficiente de absorção do fitoplâncton (chl-*a*) para 21 estações com concentrações de clorofila-*a* de 2,3 a 132,4 mg m⁻³.

Fonte: Adaptado de Gurlin et al. (2011).

As células do fitoplâncton também emitem certa quantidade de luz na forma de fluorescência, sendo que a quantidade de energia emitida é próxima de 1% do que foi absorvida pela célula no processo de fotossíntese. Esse mecanismo é uma forma de proteção da célula contra o aquecimento e à degradação de proteínas da cadeia fotossintética por excesso de energia absorvida pelos pigmentos. Em águas com pouca concentração de chl-*a*, o pico de fluorescência induzida pelo Sol pode ser observado na faixa do comprimento de onda de 680 a 685 nm. Com o aumento da concentração de chl-*a*, a fluorescência emitida aumenta assim como a magnitude do pico (GITELSON, 1992; GITELSON et al., 2000; KIRK, 2011).

Além da clorofila-*a*, há também outros pigmentos que participam do processo de fotossíntese. Os carotenoides, representados pelo β -caroteno, são pigmentos auxiliares

da fotossíntese na absorção de energia na região do azul, aproximadamente no comprimento de onda de 480 nm, e também funcionam como agentes fotoprotetores contra os raios UV, que são altamente danosos às células. Outro grupo importante de pigmentos é o das ficobiliproteínas, que funcionam como pigmentos acessórios e estão presentes no grupo das cianobactérias. O principal representante das ficobiliproteínas em águas continentais é a ficocianina, que possui máxima absorção da REM em 620 nm e fluorescência em 650 nm. Como esse pigmento é o componente principal das cianobactérias, essa feição de absorção é considerada diagnóstica do grupo (BRICAUD et al., 1988; DEKKER, 1993; KIRK, 2011; LOBO, 2009; WEAVER; WRIGLEY, 1994).

3.3. Caracterização bio-ótica

Smith e Baker (1978) foram os primeiros pesquisadores a introduzirem a definição de "estado bio-ótico" nos estudos em águas oceânicas. Por se tratar de águas do caso 1, este conceito representa somente a medida do efeito total dos processos biológicos nas propriedades óticas de águas naturais. De acordo com esses autores, os constituintes biológicos, particularmente os pigmentos fitoplantônicos e produtos de degradação associados, desempenham um papel significativo na determinação das propriedades óticas dessas águas. Assim, a combinação dos efeitos de absorção e espalhamento devido ao material biogênico suspenso e dissolvido estabelece o estado bio-ótico desse tipo de água.

Estudos recentes sobre a caracterização bio-ótica de reservatórios tropicais (BARBOSA et al., 2014; FERREIRA, 2014; NASCIMENTO, 2010) utilizam esta definição de forma mais abrangente, segundo o conceito proposto por Ciotti (2005). Para a autora o termo "bio-ótica" corresponde às medidas da variação no campo luminoso dentro do corpo d'água, que são consequência direta das interações entre a irradiância e os constituintes biológicos. Nessa abordagem, a fração *bio* deste termo inclui os outros COAs, que apesar de não serem vivos têm influência direta sobre os grupos de fitoplâncton presentes no meio aquático. Os detritos e os sedimentos, por exemplo, competem com o

fitoplâncton pela REM, alterando a distribuição espectral e geométrica deste componente biológico.

3.4. Propriedades óticas da água

As propriedades óticas da água podem ser divididas em duas classes, no caso as propriedades óticas inerentes e aparentes do meio (PREISENDORFER, 1976). Essas propriedades podem ser definidas tanto para o campo de luz radiante incidente quanto para o meio aquático. Assim, para analisar as informações extraídas de dados de sensoriamento remoto aquático, é necessário conhecer as propriedades características da água e de cada um de seus constituintes e como estes processos ocorrem quando a REM penetra um corpo d'água (BARBOSA, 2005).

Ao penetrar na coluna d'água a REM está sujeita a dois processos: absorção e espalhamento. Para melhor visualizar este processo (Figura 3.6), considera-se um pequeno volume ΔV de água, de espessura Δr , iluminado por um feixe colimado estreito de luz monocromática de energia radiante espectral $\Phi_i(\lambda)$, W nm^{-1} . Nota-se que parte da energia incidente ($\Phi_i(\lambda)$) é absorvida ($\Phi_a(\lambda)$) dentro do volume de água e a outra parte é espalhada ($\Phi_s(\psi, \lambda)$) fora do feixe em um ângulo ψ , o restante da energia é transmitida ($\Phi_t(\lambda)$) através do volume sem nenhuma mudança na direção (KIRK, 2011; MOBLEY, 1994).

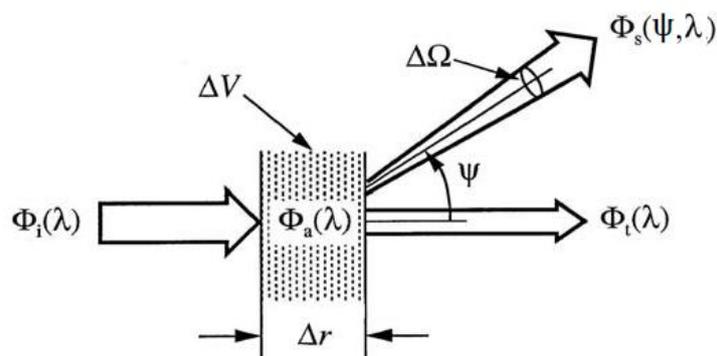


Figura 3.6 - Geometria utilizada para definir as propriedades inerentes.

Fonte: Adaptado de Mobley (1994).

A combinação dos processos de absorção e espalhamento define a maneira como a radiação incidente se propaga através da coluna d'água. A magnitude desses processos está intimamente relacionada com a composição da coluna d'água, ou seja, com as concentrações dos COAs. A composição química desses componentes determina principalmente suas propriedades de absorção, enquanto que as propriedades físico-químicas de forma, tamanho e índice de refração determinam suas propriedades de espalhamento. Assim, para entender o que acontece com a radiação solar a partir do momento em que ela penetra em qualquer corpo d'água, é necessário ter alguma medida da extensão com que a água absorve e espalha a luz incidente (BARBOSA, 2005; BUKATA et al., 1991; KIRK, 2011; RUDORFF, 2013).

As propriedades de absorção e espalhamento do meio aquático pela luz, em qualquer comprimento de onda, são especificadas em termos do coeficiente de absorção (a), coeficiente de espalhamento (b) e função de espalhamento volumétrico (FEV) ($\beta(\theta)$). Estas propriedades são conhecidas como Propriedades Óticas Inerentes (POIs) e dependem apenas do meio, ou seja, seus coeficientes dependem da composição, concentração e dos atributos físicos/químicos intrínsecos das substâncias presentes na água e independem das variações na estrutura do campo de luz nesse meio (MOBLEY, 1994; KIRK, 2011; POZDNYAKOV; GRASSL, 2003).

O coeficiente de absorção (Equação 3.1) é definido como sendo a fração do fluxo de radiação incidente que é absorvida dividido pela espessura da camada, e é expressa em m^{-1} . De maneira semelhante, o coeficiente de espalhamento (Equação 3.2) é a razão entre a fração do fluxo de radiação incidente que é espalhada em todas as direções e a espessura da camada, possuindo a mesma unidade do coeficiente anterior. Já a função de espalhamento volumétrico (Equação 3.3) é definida como sendo a distribuição angular do fluxo espalhado, uma vez que a forma como o espalhamento afeta a penetração da luz no meio não depende apenas do coeficiente de espalhamento, mas também do formato e distribuição angular do fluxo espalhado. Além disso, é expressa em $m^{-1} sr^{-1}$ (KIRK, 2011).

$$a = \Delta A / \Delta r \quad (m^{-1}) \quad (3.1)$$

$$b = \Delta B / \Delta r \quad (m^{-1}) \quad (3.2)$$

$$\beta(\theta) = dI(\theta) / E \, dV \quad (m^{-1}sr^{-1}) \quad (3.3)$$

Onde $\Delta A = \Phi_a(\lambda) / \Phi_i(\lambda)$ é a fração do fluxo de radiação incidente que é absorvida, $\Delta B = \Phi_s(\lambda) / \Phi_i(\lambda)$ é a fração do fluxo de radiação incidente que é espalhada em todas as direções, Δr é a espessura da camada infinitesimal, $dI(\theta)$ é a intensidade radiante em uma determinada direção de um elemento de volume (dV) iluminado por um feixe de luz paralelo e E é a irradiância sobre a seção transversal do volume.

Para fins de sensoriamento remoto da água, é conveniente distinguir o coeficiente de espalhamento em duas direções, no caso uma para frente e outra para trás. Dessa forma, o coeficiente de espalhamento total (Equação 3.4) deve ser expresso como a soma do coeficiente de espalhamento frontal (b_f) e do coeficiente de retro-espalhamento (b_b). O coeficiente de retroespalhamento é a parcela do espalhamento de maior interesse para o sensoriamento remoto, pois ele define a quantidade de luz espalhada na direção ascendente, sendo essa a porção registrada pelos sensores (BARBOSA, 2005; KIRK, 2011; AUGUSTO-SILVA, 2013).

$$b = b_f + b_b \quad (m^{-1}) \quad (3.4)$$

Outra propriedade ótica inerente utilizada é o coeficiente de atenuação (Equação 3.5), o qual representa a fração da energia radiante removida de um feixe de luz incidente devido aos processos de absorção e espalhamento combinados (KIRK, 2011; MOBLEY, 1994; PREISENDORFER, 1976).

$$c = a + b \quad (m^{-1}) \quad (3.5)$$

As Propriedades Óticas Aparentes (POAs) são propriedades que dependem tanto do meio quanto da estrutura geométrica do campo de luz ambiente. São exemplos de POAs o coeficiente de atenuação difusa (K_x), a reflectância irradiância ou razão de irradiância ($R(z,\lambda)$) e a reflectância de sensoriamento remoto ($R_{rs}(z, \theta, \Phi, \lambda)$). Essas propriedades sempre são expressas como uma razão de duas grandezas radiométricas, pois isso remove o efeito da variabilidade da irradiância sobre a superfície do corpo d'água. Além disso, uma POA ideal é aquela que muda apenas ligeiramente com a presença de mudanças ambientais externas, mas muda o suficiente de um corpo hídrico em relação a outro, para ser útil na caracterização das diferentes propriedades óticas dos diferentes corpos d'água (BUKATA, 2005; MOBLEY, 1994).

O coeficiente de atenuação difusa (Equação 3.6) representa a taxa de decaimento da irradiância com o aumento da profundidade do corpo d'água e é uma importante propriedade da água relacionada à penetração e disponibilidade de luz em sistemas aquáticos. Este coeficiente possui a mesma unidade que a maioria das propriedades óticas inerentes (m^{-1}). A razão de irradiância (Equação 3.7) é definida como a razão entre a irradiância ascendente pela irradiância descendente, em uma determinada profundidade e comprimento de onda, e é uma grandeza adimensional. Já a reflectância de sensoriamento remoto (Equação 3.8) é uma medida do quanto da luz que atinge a superfície da água retorna para a atmosfera e pode ser detectada por um sensor, sendo definida como a razão entre a radiância ascendente e a irradiância descendente. Ela é expressa em unidade de ângulo sólido, sr^{-1} (KIRK, 2011; MOBLEY, 1994).

$$K_x = -(1/E_x)(dE_x(z, \lambda)/dz) (m^{-1}) \quad (3.6)$$

$$R(z, \lambda) = E_u(z, \lambda)/E_d(z, \lambda) \quad (adimensional) \quad (3.7)$$

$$R_{rs}(\theta, \Phi, \lambda, 0^+) = L_w(\theta, \Phi, \lambda)/E_d(\lambda, 0^+) (sr^{-1}) \quad (3.8)$$

Sendo que x pode ser calculado para irradiância descendente (E_d) e ascendente (E_u), dz é a profundidade, $L_w(\theta, \Phi, \lambda)$ é a radiância que deixa a coluna d'água em um

determinado ângulo zenital (θ), ângulo azimutal (ϕ) e comprimento de onda específico (λ) e $E_d(\lambda, 0^+)$ é a irradiância incidente sobre a coluna d'água.

Além disso, a reflectância de sensoriamento remoto também é considerada proporcional ao coeficiente de retroespalhamento e inversamente proporcional ao coeficiente de absorção (GORDON et al., 1975; MOREL; PRIEUR, 1977). Assim, a concentração dos constituintes opticamente ativos da água pode ser determinada utilizando medidas de reflectância obtidas por sensoriamento remoto (ALBERT; MOBLEY, 2003).

Vale ressaltar que ao contrário das POIs, as POAs não podem ser medidas em amostras de água, uma vez que dependem da distribuição de radiação ambiente encontrado no próprio corpo d'água (MOBLEY, 1994).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Área de Estudo

O reservatório de Ibitinga (Figura 4.1) foi selecionado como suporte ao projeto temático FAPESP 08/56252-0 “*Environmental and Socioeconomic Impacts Associated with the Production and Conception of Sugar Cane Ethanol in South Central Brazil*” (BIOEN). Está situado na bacia do Tietê/Jacaré (Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos - UGRHI 13), no médio Tietê, localizado na região central do Estado de São Paulo. Encontra-se em um sistema denominado como cascata, em função da existência de outros reservatórios imediatamente a sua montante e a sua jusante ao longo do rio Tietê. O reservatório de Ibitinga encontra-se a jusante do reservatório da Usina Hidrelétrica de Bariri, e a montante do reservatório da Usina Hidrelétrica de Promissão. A UHE Ibitinga localiza-se nas coordenadas 21°45' S e 28° 59' W, entre os municípios de Ibitinga e Iacanga (COELHO, 2006; GUIMARÃES Jr. et al., 1998; LUZIA, 2004; OLIVEIRA, 2010; ZANATA, 2005).

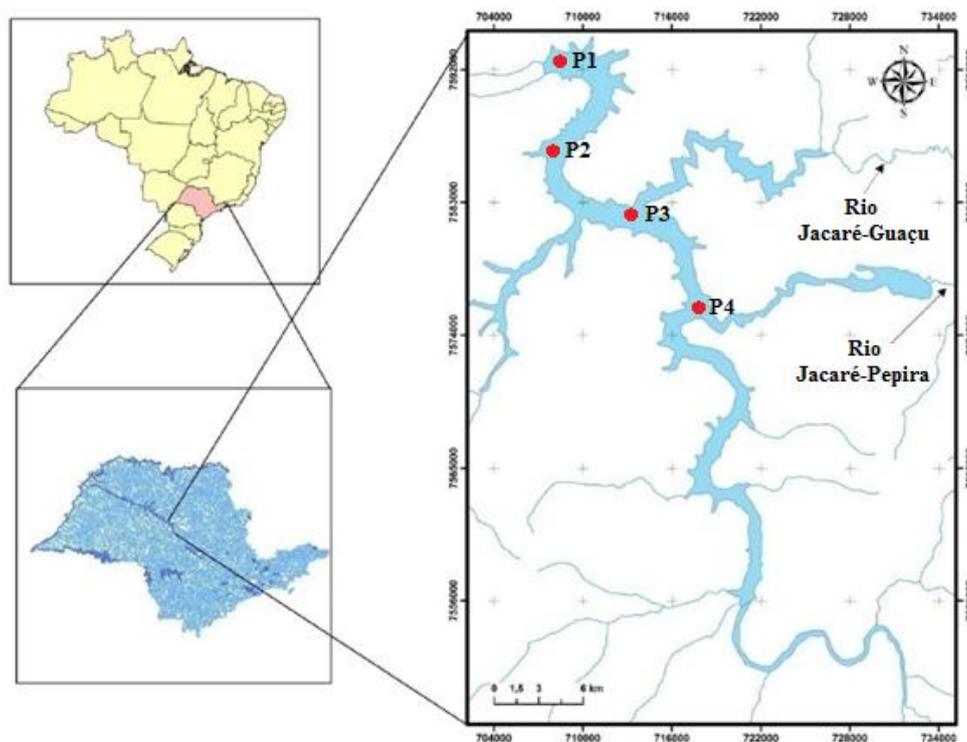


Figura 4.1 - Localização do reservatório de Ibitinga/SP e das estações amostrais.

O reservatório apresenta uma área inundada de 114 km², volume útil de $5,6 \times 10^7$ m³, vazão média de 525 m³/s, profundidade média de 9 m e tempo médio de retenção da água de 21,6 dias. A extensão da represa é de aproximadamente 70 km ao longo do rio Tietê e de outros 25 km em cada um de seus dois principais e maiores afluentes, os rios Jacaré-Guaçu e Jacaré-Pepira (GUIMARÃES Jr. et al., 1998; LONDE, 2008; VIEIRA et al., 2002). Vale ressaltar que a bacia do Jacaré-Guaçu é a mais densamente ocupada e menos preservada que a do Jacaré-Pepira (NOVELLI, 1996).

A bacia de drenagem do reservatório estende-se sobre terrenos da Bacia Sedimentar do Paraná, especificadamente na Depressão Periférica Paulista do Médio Tietê. O relevo é formado por colinas amplas e suaves, com altimetria e declividade que variam de 500-650 m e 10-20%, respectivamente. A litologia dominante é constituída por basaltos e arenitos recobertos por Latossolos Vermelho-Amarelo, Roxo e Vermelho-Escuro (IPT, 1981; ROSS; MOROZ, 1996; PEIXOTO, 2010).

Pela classificação de Köppen, o clima na região é predominantemente do tipo Cwa, tropical de altitude, caracterizado como quente e úmido entre os meses de outubro e março, e seco e frio, entre os meses de abril e setembro. O mês mais seco apresenta valores totais de chuvas inferiores a 30 mm; temperaturas médias superiores a 22°C no mês mais quente e temperaturas menores que 18°C no mês mais frio. O índice de chuvas médias anuais é de 1500 a 2000 mm, verificando-se um período de precipitação mais intenso no verão e um período de menor precipitação no inverno (CBH-TJ, 2013; MIRANDA et al., 2014; TUNDISI et al., 2008).

Com relação à vegetação, a bacia hidrográfica do Tietê-Jacaré apresenta 77.064 ha de vegetação natural remanescente, que correspondem a 6,7% de sua área. As categorias de maior ocorrência são a Savana (12.417 ha), Savana Florestada (12.732 ha), Floresta Estacional Semidecidual (7.592 ha) e correspondente formação de Vegetação Secundária (12.715 ha) e Formação Arbórea/Arbustiva-Herbácea em Região de Várzea (11.052 ha). O município de Ibitinga possui 4,9% de área de vegetação natural

remanescente de sua superfície, sendo que 2,83% correspondem à vegetação de várzea (IF, 2001, 2005).

O solo da região é utilizado para atividades agrícolas e industriais, com usinas de açúcar e álcool, mineração, curtumes e fundições. Em geral, o uso da terra nas margens do reservatório é caracterizado pelo predomínio de pastagens e restritas áreas de capoeira e reflorestamento, ao lado de expressivas áreas de cana-de-açúcar e citricultura presentes desde o trecho médio até as cabeceiras dos seus dois principais afluentes. Vale ressaltar que essa região é considerada uma das áreas de maior expansão da cana-de-açúcar nos últimos 10 anos. Além disso, a água da bacia é utilizada para abastecimento público e industrial, descarga de efluentes domésticos e industriais, irrigação, navegação, além da geração de energia elétrica (CETESB, 2005; GUIMARÃES Jr. et al., 1998; RUDORFF et al., 2010).

4.2. Materiais

4.2.1. Equipamentos para coleta de dados in-situ

Os equipamentos (Figura 4.2) utilizados durante as campanhas de campo para a medição dos dados espectro-radiométricos, limnológicos, propriedades óticas inerentes e medidas auxiliares foram:

- Ramses TriOS;
- *Spectral Absorption and Attenuation Meter – ACS*;
- *HydroScat-6*,
- Sonda multiparamétrica YSI 6600;
- GPSmap Garmin 76CSx;
- Disco de secchi;
- Anemômetro;
- Profundímetro.

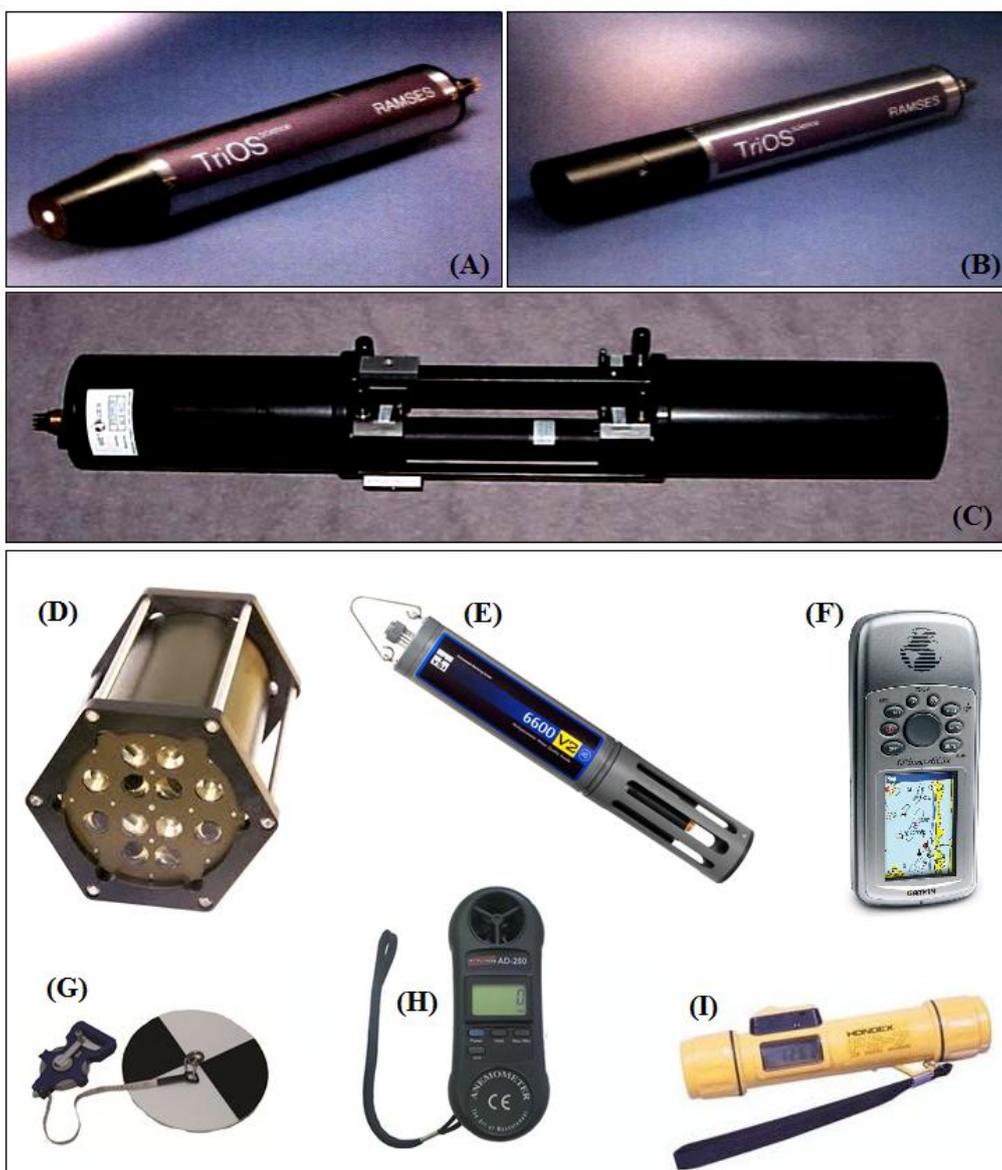


Figura 4.2 - Equipamentos utilizados *in-situ*. Sensores do Ramses TriOS que medem Irradiância (A) e Radiância (B), ACS (C), HydroScat-6 (D), Sonda multiparamétrica YSI 6600 (E), GPS (F), Disco de Secchi (G), Anemômetro (H) e Profundímetro (I).

As medições dos dados espectro-radiométricos foram realizadas de forma simultânea utilizando-se seis espectralradiômetros Ramses TriOS, sendo três sensores do módulo Ramses ARC (medem radiância), com campo de visada (FOV) de 7°, e três sensores do módulo Ramses ACC (medem irradiância), equipados com coletores cosseno e com sensores de inclinação e pressão. O Ramses TriOS possui resolução espectral de 3.3 nm,

tempo de integração variável entre 4 ms e 8s e faz medições das grandezas radiométricas nas regiões do ultravioleta, do visível e do infravermelho próximo (entre 320 e 950 nm) (TriOS, 2010).

O ACS é um espectrofotômetro que permite a obtenção de medições contínuas do coeficiente de absorção e atenuação total na coluna d'água. O equipamento é composto por dois tubos distintos, sendo um para a medida da atenuação e outro para a medida da absorção (Figura 4.3). O tubo de atenuação possui uma parede absorvedora para que toda a radiação espalhada seja absorvida, não contribuindo assim na medição da intensidade luminosa pelo detector presente no final do tubo. Já o tubo de absorção possui uma parede lateral espelhada, tendo como objetivo reduzir o efeito do espalhamento. Dessa forma, a maior parte da radiação que sofre espalhamento é refletida para o interior do tubo, fazendo com que a atenuação no caminho óptico seja preferencialmente devido ao processo de absorção. Quando o equipamento é ativado, amostras de água são bombeadas para o interior dos dois tubos, sendo que em cada um há a emissão de um feixe colimado de radiação de comprimento de onda entre 400 e 750 nm, permitindo a medição dos coeficientes de absorção e atenuação da água em 80 bandas espectrais com resolução de 4 nm, com taxa de amostragem de 4 Hz. Além dos sensores ópticos, o ACS possui um sensor de pressão acoplado, o qual é utilizado para obter os valores de profundidade (VAN ZEE et al., 2005).

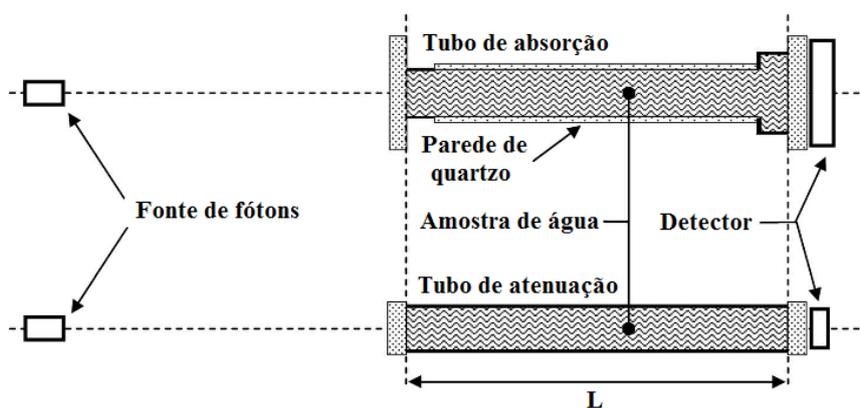


Figura 4.3 - Modelo esquemático dos tubos de absorção e atenuação, incluindo as fontes de luz e detectores.

Fonte: Adaptado de Leymarie et al. (2010).

O sensor multi-espectral *HydroScat-6* mede o retroespalhamento em águas naturais em seis canais diferentes, cada um sensível a uma faixa estreita de comprimentos de onda óticos. O equipamento opera, no modo padrão, nos seguintes comprimentos de ondas (em nanômetros): 420, 442, 470, 510, 590 e 700. Entretanto, outros comprimentos de onda podem ser utilizados, como 488; 532; 550; 620; 676; 700; e 852 nm. Possui ângulo nominal de retroespalhamento de 140° e a largura de banda é de 10 nm, exceto para os comprimentos de onda 676 e 700 nm, em que a largura é 20 nm e 40 nm, respectivamente (HOBILABS, 2010).

Cada canal do *HydroScat* consiste de fonte e receptores óticos separados, sendo que a fonte é responsável por emitir um feixe de luz na água e o detector coleta a porção da luz que é retroespalhada no ângulo de 140°. Vale ressaltar que cada canal espectral tem a sua própria frequência de modulação, assim os detectores apenas detectam a LED retroespalhada a partir de seus respectivos canais (Figura 4.4). Durante o funcionamento do equipamento (Figura 4.5), cada feixe proveniente de um diodo emissor de luz (LED) correspondente ao comprimento de onda desejado, atravessa uma lente onde é ajustado antes de passar por um prisma. Após entrar em contato com a água e percorrer o caminho ótico, a radiação que foi retroespalhada passa novamente por um prisma e também por um filtro de interferência que determina o intervalo de comprimento de onda exato da medição. Depois desse processo, a radiação é focada sobre um detector de silício por uma lente. Esse sensor é responsável por medir o valor da função de espalhamento volumétrico ($\beta(\psi)$) em um intervalo fixo de ângulos, sendo que ψ é o ângulo de espalhamento (HOBILABS, 2010; MAFFIONE; DANA, 1997).

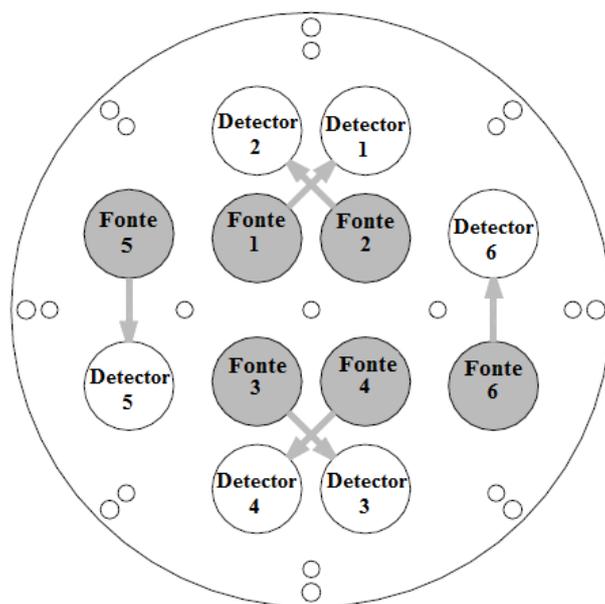


Figura 4.4 – Sistema ótico do *Hydros-cat-6*. Disposição das fontes emissoras e dos detectores.

Fonte: Adaptado de HOBILABS (2010).

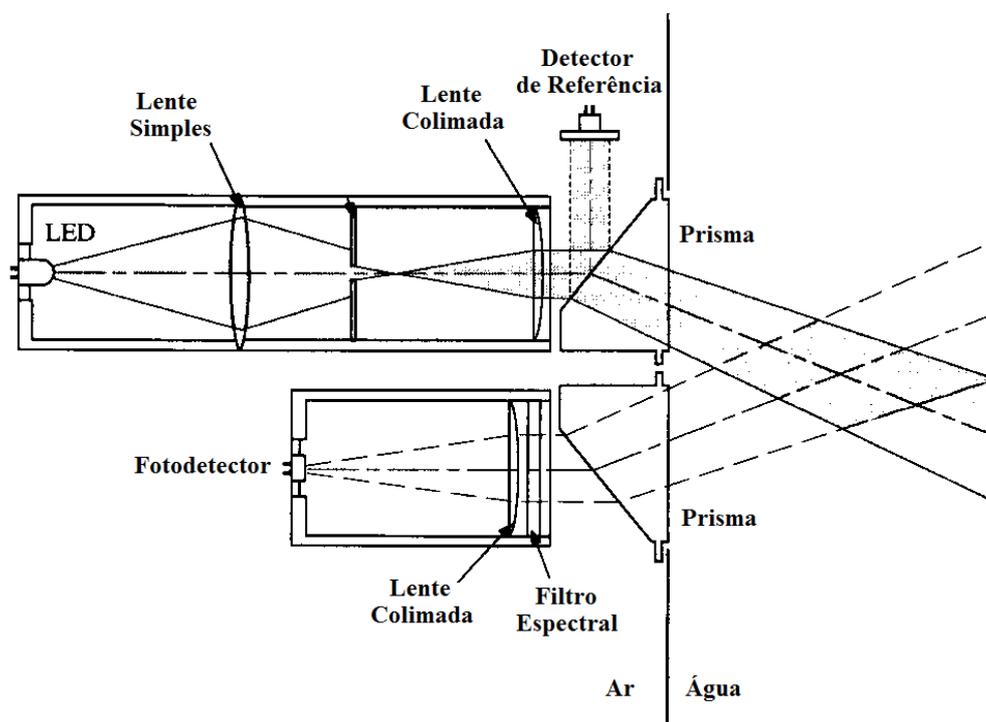


Figura 4.5 - Layout ótico de funcionamento do *Hydros-cat-6*.

Fonte: Adaptado de Maffione e Dana (1997).

A sonda multiparamétrica YSI 6600 possui sensores que fazem a medição de parâmetros tais como: temperatura, oxigênio dissolvido, turbidez e condutividade elétrica. Já o disco de Secchi, GPSmap Garmin 76CSx, o anemômetro e o profundímetro fazem medidas auxiliares de campo, como turbidez, localização dos pontos no reservatório, medição de vento e profundidade, respectivamente.

4.2.2. Equipamento de análise laboratorial

As medidas de absorvância, transmitância e reflectância (KIRK, 2011) das amostras coletadas nas campanhas de campo foram obtidas em laboratório por meio do espectrofotômetro UV-VIS Shimadzu UV-2600 (Figura 4.6). Este equipamento é um sensor de ótica de duplo feixe que realiza essas medidas nas regiões do ultravioleta, visível e infravermelho próximo, no caso dos comprimentos de onda de 185 a 900 nm, podendo ser estendido até 1400 nm. Além disso, possui resolução espectral de 0,1 nm e é equipado com uma lâmpada halógena de deutério, cubetas de quartzo e esfera integradora (SHIMADZU, 2012).

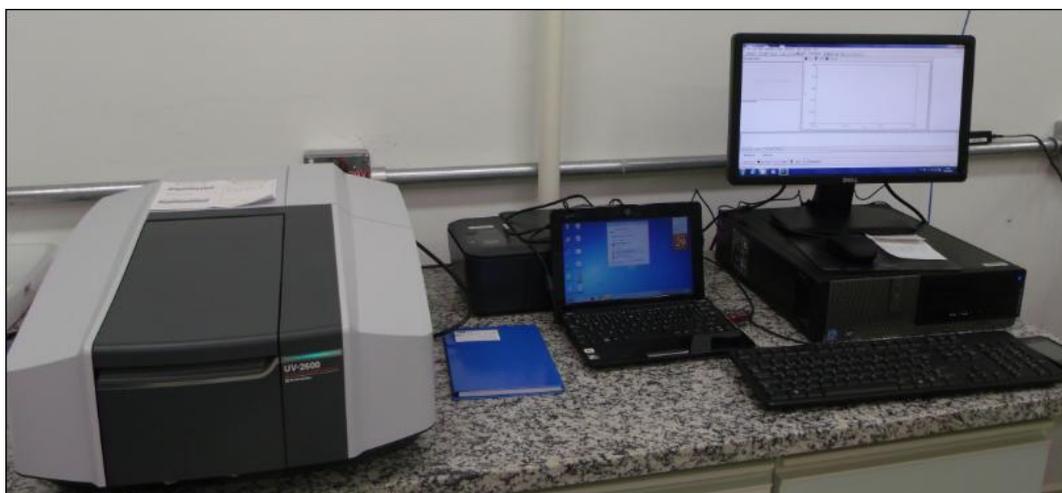


Figura 4.6 – Espectrofotômetro UV-VIS Shimadzu UV-2600.

O funcionamento de um espectrofotômetro (Figura 4.7) é basicamente da seguinte maneira: (I) um feixe de luz é emitido por uma fonte, por exemplo uma lâmpada halógena de deutério, (II) um filtro seleciona o comprimento de onda desejado desse

feixe, (III) a luz monocromática resultante atinge a amostra presente em uma cubeta de quartzo, (IV) a luz que foi transmitida é captada por um fotodetector e (V) o espectro resultante é registrado no computador.

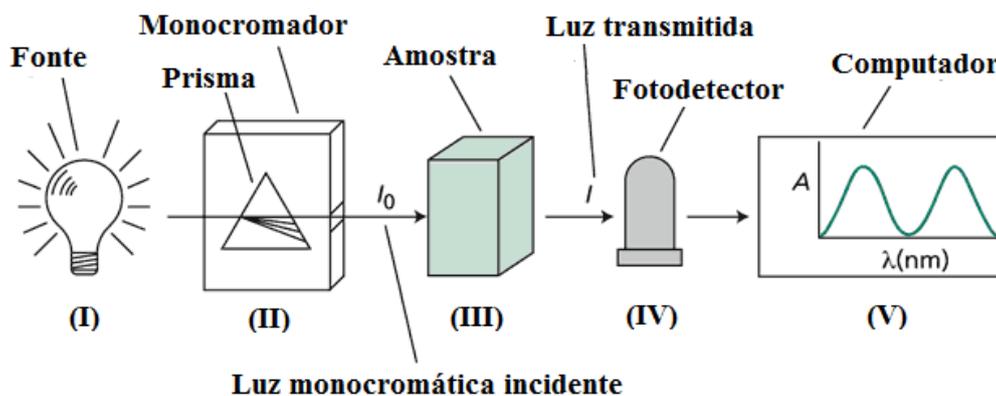


Figura 4.7 - Diagrama esquemático de funcionamento de um espectrofotômetro.

Fonte: Adaptado de <http://www.5e.plantphys.net/printer.php?ch=7&id=66>.

4.2.3. SIMA

Para a obtenção de dados meteorológicos auxiliares foi utilizado o Sistema Integrado de Monitoramento Ambiental (SIMA), que é um sistema ancorado no reservatório de Ibitinga/SP (Figura 4.8). Segundo Stech et al. (2006) consiste de uma plataforma sobre a qual são anexados painéis solares, sensores de intensidade e direção do vento, umidade relativa, pressão atmosférica, temperatura do ar e radiação solar incidente sobre a superfície da água da represa. Além disso, possui sensores de temperatura da água em diferentes profundidades (SIMA 1: 1; 2; 5 e 10 metros / SIMA 2: 0,56; 2; 2,5 e 3,5 metros / SIMA 3: 0,56; 2; 5 e 10 metros). Vale ressaltar que a leitura dos parâmetros ambientais é feita a cada hora e os dados são coletados de maneira automática.

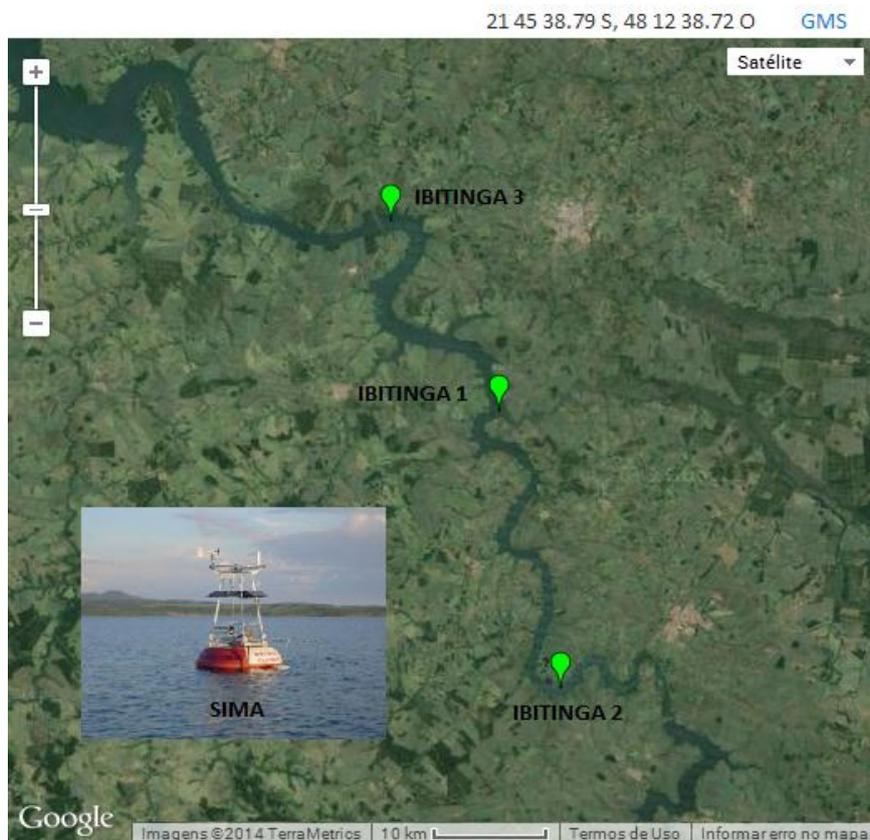


Figura 4.8 - Localização dos SIMA's no reservatório de Ibitinga/SP.

Fonte: Adaptado de <http://www.dsr.inpe.br/hidrosfera/sima/index.php>.

4.3. Métodos

4.3.1. Definição e coleta de dados *in-situ* e auxiliares

As aquisições dos dados espectro-radiométricos, limnológicos e das propriedades óticas inerentes no reservatório de Ibitinga foram realizadas nos meses de fevereiro (dia 06), março (dia 26), maio (dia 13) e julho (dia 16) de 2014 em quatro pontos amostrais distribuídos entre a barragem e a foz do rio Jacaré-Pepira (Figura 4.1). A amostragem obedeceu ao horário local de 10:00 às 14:30 visando minimizar os efeitos de reflexão especular e os baixos valores de irradiância solar nos dados.

A frequência do campo foi escolhida de acordo com a mudança do perfil de temperatura verificada na coluna d'água ao longo dos meses pelos dados do SIMA e conforme os meses que possuíam uma maior variabilidade da vazão média do reservatório. A escolha

do local de amostragem, no caso entre a barragem e a foz do rio Jacaré Pepira, foi de acordo com a maior recorrência de florações nessas duas regiões em períodos de maior residência hidráulica (setembro e outubro). Com base nesses fatos, selecionaram-se quatro pontos entre essas duas regiões de forma a analisar a possível ocorrência de florações em outras épocas do ano e verificar como é o seu comportamento.

Utilizaram-se seis espectro-radiômetros Ramses TriOS, três localizados na parte superior do barco e os outros três em uma gaiola aberta situada ao lado do barco, para fazer a coleta simultânea dos dados radiométricos (radiância e irradiância). Os níveis de aquisição adotados para as medições dos sensores foram superfície, sub-superfície (região abaixo da interface água/ar) e a cada metro até atingir o limite da zona eufótica (KIRK, 2011), estimada em campo calculando-se 1% da irradiância descendente medida em sub-superfície na região do verde, em torno de 550 nm. Além disso, para cada nível de aquisição em cada estação amostral, realizaram-se quinze medidas consecutivas com o intuito de minimizar ruídos provenientes de efeitos como sombreamento, reflexão especular ou oscilações causadas pelo movimento do barco, e obter um espectro representativo das grandezas mensuradas.

Dois sensores do módulo ARC e um do ACC foram dispostos na parte superior do barco (Figura 4.9A), a certa distância acima da superfície da água, para evitar efeitos de sombreamento e reflexão da plataforma. Esses sensores fizeram a medição da radiância emergente da coluna d'água (L_w), radiância difusa na atmosfera (L_s) e a irradiância incidente na superfície da água (E_s). Para as medidas de E_s , foi utilizado um sensor que possui o coletor cosseno apontado a 0° de ângulo zenital, enquanto que as medições de L_w , foram feitas em um ângulo azimutal que varia de 90° a 135° em relação à posição do sol e ângulo zenital de 45° em relação ao nadir, apontado para a água. Esta geometria foi selecionada para evitar os efeitos de sombreamento pelo barco ou pelo próprio equipamento, além de minimizar os efeitos de reflexão especular das radiações direta e difusa (MOBLEY, 1999). As medições de L_s foram realizadas posicionando um sensor de radiância a 90° em relação ao sensor que mede L_w , apontado para o céu e na mesma

geometria azimutal de L_w . As medidas de L_s foram utilizadas para corrigir os dados de L_w , deles removendo a influência da reflexão do céu.

Os outros dois sensores do módulo ACC e um do ARC foram dispostos em uma gaiola cilíndrica aberta (Figura 4.9B), posicionada ao lado do barco, para as medições de irradiância descendente (E_d), irradiância ascende (E_u) e radiância ascendente na coluna d'água (L_u). Os sensores destinados às medidas de L_u e E_u foram orientados a 180° de ângulo zenital e 0° de azimute, enquanto que o sensor destinado às medidas de E_d foi orientado a 0° de ângulo zenital.

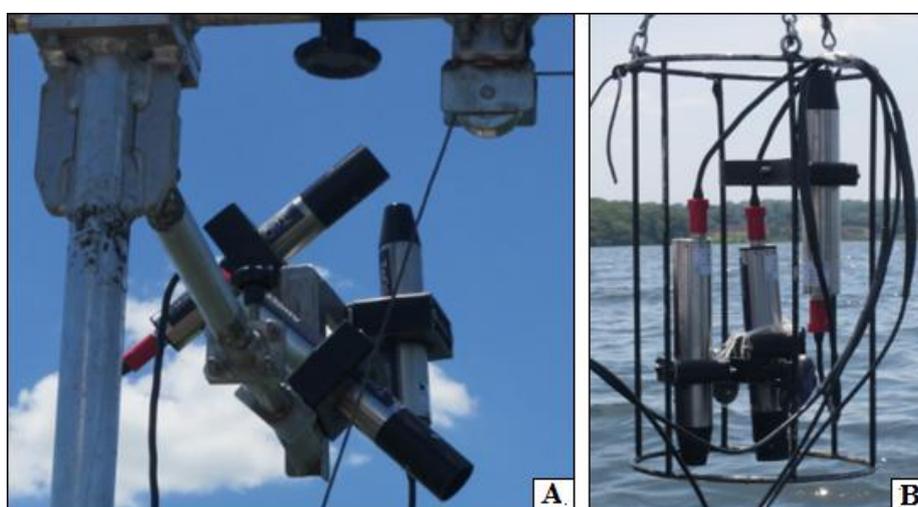


Figura 4.9 - Disposição dos sensores Ramses TriOS em campo, (A) estrutura com dois sensores do módulo ARC e um do ARC e (B) gaiola com dois sensores do módulo ACC e um do ARC.

As medições das propriedades óticas inerentes, no caso, coeficiente de absorção e atenuação, foram realizadas pelo *Spectral Absorption and Attenuation Meter* (ACS). O ACS foi fixado em uma gaiola retangular aberta juntamente com um CTD (sensores de temperatura, pressão e condutividade) e uma bomba responsável por circular água nos tubos de absorção e atenuação (Figura 4.10). Primeiro, o equipamento foi inserido na água até dois metros do fundo do reservatório para realizar o procedimento de "warm up", para estabilizar os sensores e evitar a formação de bolhas de ar. Durante este processo foi realizado o "pré-flush", durante o qual a água é bombeada para o interior

dos tubos do equipamento para remover qualquer resíduo indesejado. Logo após essa etapa, foram realizadas as medições das propriedades óticas inerentes em perfil contínuo, primeiramente saindo a dois metros do fundo do reservatório em direção à sub-superfície e depois ao contrário, tendo ao todo duas subidas e uma descida. Vale ressaltar que a velocidade de deslocamento do equipamento nas subidas e na descida foi mantida constante para garantir amostragens semelhantes. O tempo total desse processo ("*warm up*", "*pré-flush*" e medição) foi de aproximadamente 16 minutos por estação amostral, sendo que o equipamento foi ajustado para fazer 4 medições por segundo.

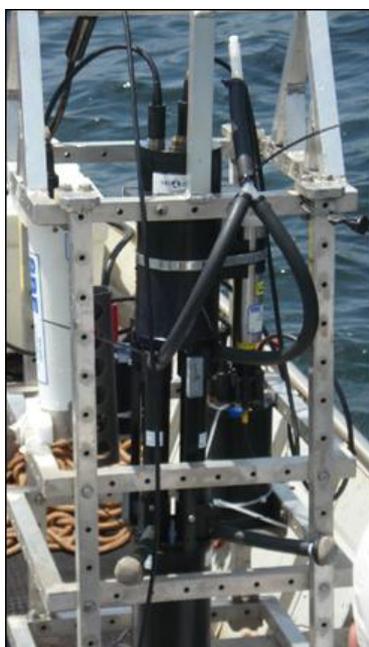


Figura 4.10 - Disposição do ACS, sensor de temperatura, pressão e condutividade (CTD) e da bomba de água na gaiola retangular aberta.

O sensor *HydroScat-6*, pela sua estrutura robusta, foi imerso sem a necessidade de ser fixado em uma estrutura externa. A obtenção das medições de retroespalhamento em perfil contínuo na coluna d'água foi realizada praticamente da mesma forma como descrito para o ACS. A única diferença é que ao longo das missões de coleta houve uma variação na forma de aquisição de dados, com perfis contínuos de 2 subidas e 1 descida, ou com 1 subida e 1 descida e também com apenas uma subida. É importante salientar que em todas as missões foi obedecido o mesmo intervalo de tempo estabelecido para a

obtenção das medidas do ACS. Vale ressaltar que tanto o perfil contínuo das medidas do *Hydroscat-6* quanto os do ACS foram feitos com uma velocidade lenta e aproximadamente constante, para minimizar a interferência da operação do equipamento na aquisição dos dados.

Os dados limnológicos da sonda multiparamétrica *YSI 6600* também foram obtidos em perfil contínuo na coluna d'água. Além disso, as condições de aquisição de todas as medidas ao longo das estações amostrais, como presença de ondas, cobertura de nuvens, intensidade do vento e cor da água, foram registradas para posterior utilização na análise dos dados.

As amostras de água foram coletadas em sub-superfície em frascos de polietileno opacos e vedados contra a influência da radiação solar, e logo após armazenados em caixas de isopor com gelo para minimizar a atividade biológica. Vale ressaltar que esses frascos foram, no momento da coleta, lavados três vezes com a água da amostra local para remover qualquer impureza e, em seguida, preenchidos com o material amostral. Eles também foram etiquetados com o registro da localização da estação amostral, para facilitar o controle no momento da filtração.

Imediatamente após a coleta, as amostras foram filtradas (Figura 4.11) em um local com pouca luz e climatizado com temperatura estável, sendo que a quantidade filtrada variou em cada estação amostral e ao longo das campanhas de campo de acordo com as condições tróficas da água do reservatório (maior ou menor intensidade da floração de fitoplâncton). O resultado da filtração (filtrado e filtro) foi, posteriormente à realização do campo, analisado pelo laboratório do Instituto Internacional de Ecologia (IIE) em São Carlos e pelo Laboratório de Pesquisa Ambiental em Aerossóis, Soluções Aquosas e Tecnologia (Laquatec) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE).



Figura 4.11 - Utensílios utilizados na filtração.

Durante o processo de filtração, utilizaram-se microfiltros de fibra de vidro Whatman GF-F e GF-C, ambos com 47 mm de diâmetro e 0,7 μm e 1,2 μm de porosidade, respectivamente, para análise de clorofila, material em suspensão e carbono, e filtros de nylon Whatman com 47 mm de diâmetro e 0,2 μm de porosidade, para análise de CDOM. Selecionou-se, como padrão, que a parte rugosa dos filtros de fibra de vidro iria ficar em contato com a água coletada para reter o particulado aquático.

O filtrado utilizado na análise do CDOM foi obtido, primeiro, filtrando-se a amostra com o filtro GF-F e depois o seu filtrado como o filtro de nylon de 0,2 μm de porosidade. Esse filtrado final foi armazenado em um recipiente de plástico e os filtros GF-F com amostra retida, para análise de clorofila e material em suspensão, foram colocados em uma câmara escura durante alguns minutos, para remover o excesso de água e evitar a interferência de qualquer feixe de luz remanescente, e logo após armazenados em vials (frasco de vidro escuro). Tanto os recipientes de plástico quanto os vials foram, anteriormente à campanha de campo, esterilizados com ácido clorídrico (HCl 1%) e Extran 10% (detergente de uso profissional) e devidamente etiquetados com o nome da estação amostral e a data da realização do campo, sendo mantidos refrigerados e congelados, respectivamente, após à filtração para análise laboratorial. Já o filtrado para análise de carbono foi obtido apenas filtrando a amostra com o microfiltro GF-C, sendo que o acondicionamento de ambos (filtrado e filtro com amostra retida para análise de material em suspensão) foi conforme descrito para o CDOM.

Por fim, os dados do SIMA, obtidos no site <http://www.dsr.inpe.br/hidrosfera/sima/>, foram utilizados para determinar e avaliar a variação da irradiância e da velocidade e intensidade do vento ao longo dos meses. Dados de precipitação acumulada mensal do ano de 2014 foram adquiridos no site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e os dados diários de vazão foram fornecidos pela AES Tietê. Todos esses dados auxiliares serviram como subsídio para a análise dos fatores que afetam as propriedades bio-ópticas do reservatório.

4.3.2. Metodologia e processamento dos dados de laboratório

4.3.2.1. Coeficiente de absorção dos COAs

No laboratório do INPE foram obtidas medidas do coeficiente de absorção do material em suspensão total, fitoplâncton, detritos e o coeficiente de absorção do CDOM utilizando um espectrofotômetro, conforme descrito por Tassan e Ferrari (2002) e Tilstone et al. (2002).

A metodologia proposta por Tassan e Ferrari (2002) inclui a medição e o processamento dos dados e se encontra descrita logo a seguir com alguns detalhes adicionais. Nela o espectro de absorção da luz por partículas em suspensão (fitoplâncton e detritos orgânicos e inorgânicos) é determinado a partir do método "Transmitância-Reflectância (T-R)". Este método permite a medição das amostras de partículas retidas por filtros de fibra de vidro nos modos de transmissão e reflexão da luz, utilizando uma esfera integradora (Figura 4.12) acoplada a um espectrofotômetro de dois feixes luminosos.

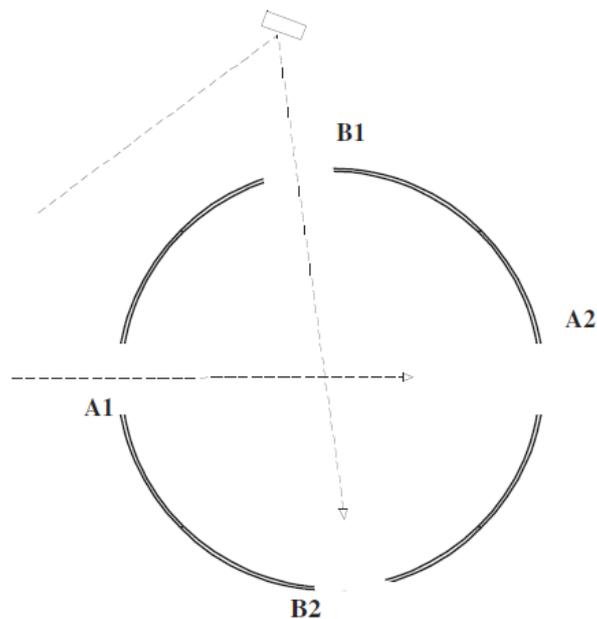


Figura 4.12 - Visão esquemática da configuração de uma esfera integradora. Os símbolos A1, A2, B1 e B2 são as portas de posicionamento das amostras, brancos e placas de Sulfato de Bário e *blacktraps*.

Fonte: Tassan e Ferrari (2002).

Antes de serem utilizados para as medições no espectrofotômetro, todos os filtros de amostras, que se encontravam congelados, foram umedecidos com seis gotas de água deionizada (água ultra pura), com o objetivo de estabilizar para a temperatura ambiente. Vale ressaltar que o mesmo tipo de filtro utilizado no processo de filtração, neste caso o GF-F, também foi umedecido com a mesma quantidade de água, servindo como amostra de referência, conhecido como branco. Para as medidas a serem realizadas no modo transmitância, posicionou-se primeiramente o branco na porta A1 da esfera integradora, com a parte rugosa do filtro de frente para o feixe, sendo que a porta B1 ficou aberta e as portas A2 e B2 foram fechadas com placas de Sulfato de Bário. O resultado dessa medida é a transmitância do branco de referência ρ_{T1}^r , que é adimensional. Esse processo foi repetido para os 4 filtros com amostra (1 para cada estação amostral em cada campanha de campo), sendo que neste caso o lado da amostra ficou de frente para o feixe de luz e os resultados das medidas são as transmitâncias das amostras (ρ_T^s). Ao final, a leitura do branco foi realizada novamente com o intuito de

averiguar se houve alguma variação durante as medidas de transmitâncias. O resultado dessa medida foi denominado de ρ_{T2}^r . É importante destacar que a leitura de todos os filtros foi realizada com o mesmo posicionamento e disposição geométrica para evitar qualquer interferência nas medições.

Similarmente, no modo reflectância, a primeira medida foi realizada com o branco na porta A2 apoiado atrás por uma placa negra com alta eficiência de absorção, conhecida como *blacktrap*, sendo que as portas A1 e B1 permaneceram abertas e a B2 fechada por uma placa de Sulfato de Bário. O resultado dessa medição é a reflectância do branco de referência ρ_{R1}^r . Em seguida, o processo foi repetido com os 4 filtros de amostra e a leitura do branco foi refeita, obtendo-se as reflectâncias das amostras ρ_R^s e da segunda leitura de reflectância do branco ρ_{R2}^r .

Após a primeira sequência de leituras no modo T-R, colocaram-se em todos os filtros 6 gotas de hipoclorito de sódio (NaClO) a 1% com o objetivo de extrair os pigmentos fitoplantônicos presentes na amostra de particulados, restando assim apenas os detritos. Essa técnica de despigmentação, segundo Tassan e Ferrari (1995), mostrou-se mais eficiente em algas resistente a solventes sem causar perda de material presente no filtro. Os filtros permaneceram com o NaClO por cerca de 20 minutos, sendo que uma primeira estimativa da oxidação total é fornecida pela descoloração da amostra (Figura 4.13). Caso essa descoloração não tenha sido tão eficiente (presença de um pico de absorção da clorofila-*a* em torno de 670 nm), o processo de oxidação é refeito. Ao final todos os filtros foram umedecidos com 8 gotas de água deionizada, por 4 vezes, para remover completamente o NaClO, sendo em seguida repetida a leitura no modo transmitância e reflectância. Neste caso, acrescentou-se apenas a abreviação "ext" no símbolo dos resultados das leituras das amostras e dos brancos ($\rho_{T_{ext}}^s, \rho_{T1_{ext}}^r, \rho_{T2_{ext}}^r, \rho_{R_{ext}}^s, \rho_{R1_{ext}}^r, \rho_{R2_{ext}}^r$), em ambos os modos de medição, para referir-se às medidas com extração dos pigmentos.

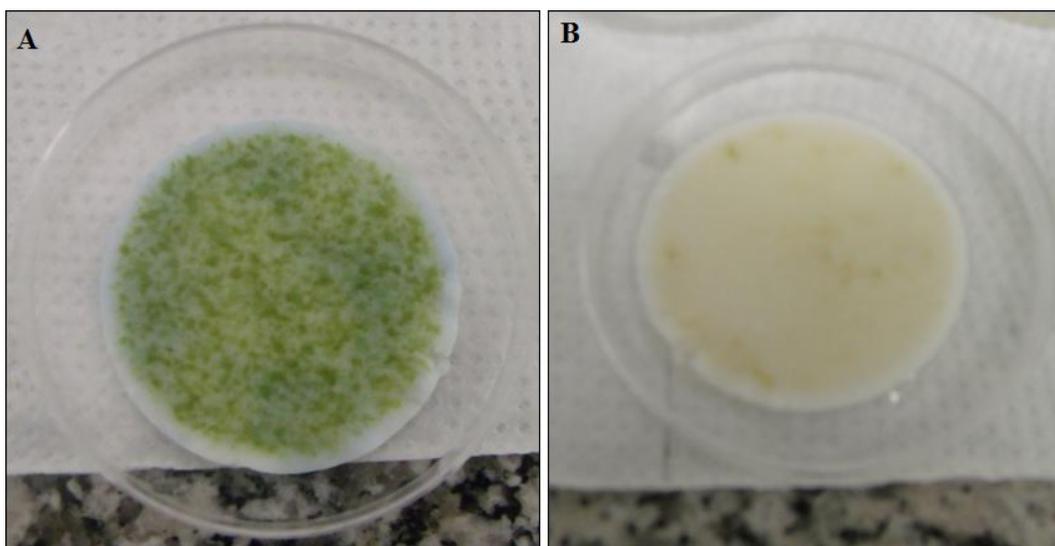


Figura 4.13 - Filtros GF-F (A) antes e (B) depois da despigmentação com NaClO 1%.

Para o processamento e análise de todas as leituras obtidas pelo método T-R, no intervalo de 220-800 nm, utilizou-se um modelo teórico (Equação 4.1), desenvolvido por Tassan e Ferrari (1995), que elimina o efeito de retroespalhamento pelas partículas. Esse modelo pressupõe que toda a luz transmitida e refletida pelas amostras de particulado entra no interior da esfera integradora através da porta na qual o filtro está localizado.

$$a_s = [1 - \rho_T + R_f(\rho_T - \rho_R)] / [1 + (R_f \rho_T \tau)] \quad (4.1)$$

Sendo a_s o coeficiente de absorção de luz pelas partículas, ρ_T e ρ_R os resultados finais das medidas no modo transmitância e reflectância respectivamente, R_f é a medida de reflectância do filtro de referência e τ (Equação 4.2) é o fator que considera a radiação retroespalhada pelo filtro. Todos esses parâmetros são adimensionais e espectrais (λ).

$$\tau(\lambda) = 1,15 - 0,17[OD_{tr}(\lambda)^*] \quad (4.2)$$

Onde $OD_{tr}(\lambda)^* = OD_{tr}(\lambda) - [1/2 OD_{tr}(750)]$, que corresponde ao fator de correção para a luz retroespalhada pelas partículas, $OD_{tr}(\lambda)$ é a densidade ótica medida no modo

transmitância, conhecida também como absorvância, e $OD_{tr}(750)$ é a densidade ótica medida no modo transmitância no comprimento de onda de 750 nm. A Equação 4.2 é válida no intervalo de $0,02 < OD_{tr}(\lambda)^* < 0,7$, caso contrário considera-se $\tau = 1$.

Para calcular os parâmetros ρ_T e ρ_R (Equações 4.3 e 4.4 respectivamente), analisou-se a consistência das leituras dos espectros dos brancos de cada amostra, nos diferentes modos de medida com e sem pigmentação $(\rho_T^r(1 e 2), \rho_R^r(1 e 2), \rho_T^r(1 e 2)_{ext}, \rho_R^r(1 e 2)_{ext})$. No caso de diferenças, aplicou-se interpolação linear para estimar os espectros dos brancos de cada uma das quatro amostras, por campanha de campo. Caso contrário, a primeira leitura do branco de cada modo de medição foi tomada como referência no denominador dessas equações. Vale ressaltar que a razão expressa nas equações dos parâmetros ρ_T e ρ_R tem o objetivo de remover a interferência do filtro nas leituras, fazendo com que o resultado seja essencialmente do material retido no filtro.

$$\rho_T = \rho_T^s / \rho_T^r \quad (4.3)$$

$$\rho_R = \rho_R^s / \rho_R^r \quad (4.4)$$

Sendo ρ_T^s e ρ_R^s as transmitâncias e reflectâncias das amostras e ρ_T^r e ρ_R^r as transmitâncias e reflectâncias medidas da referência branca.

Os valores de $a_s(\lambda)$ foram aplicados na Equação 4.5 para o cálculo da densidade ótica das partículas retidas no filtro ($OD_s(\lambda)$). Por apresentar valores amplificados devido ao espalhamento múltiplo causado pela configuração das partículas no filtro, foi necessário utilizar a relação empírica mostrada na Equação 4.6 para converter a $OD_s(\lambda)$ em densidade ótica das partículas em suspensão total ($OD_{sus}(\lambda)$). Essa relação relaciona a absorvância das partículas em suspensão na água com as retidas no filtro, eliminando as contribuições devido ao espalhamento da radiação pelas células fitoplantônicas e detritos minerais (TASSAN, FERRARI, 1998), fornecendo os valores espectrais reais de absorvância da amostra. Vale ressaltar que a Equação 4.6 foi gerada a partir de

experimentos laboratoriais com amostras preparadas de culturas da espécie clorófitica *Scenedesmus obliquus* (TASSAN; FERRARI, 1995).

$$OD_s(\lambda) = \log[1/(1 - a_s(\lambda))] \quad (4.5)$$

$$OD_{sus}(\lambda) = [0,423 \times OD_s(\lambda)] + [0,479 \times OD_s^2(\lambda)] \quad (4.6)$$

Utilizou-se também essas duas equações para calcular a densidade ótica dos detritos ($OD_{det}(\lambda)$), sendo que a diferença entre o $OD_{sus}(\lambda)$ e o $OD_{det}(\lambda)$ resultou nos valores da densidade ótica do fitoplâncton ($OD_{phy}(\lambda)$). Todos esses valores corrigidos de absorvância foram usados no cálculo dos coeficientes de absorção específicos das partículas em suspensão total ($\alpha_{sus}(\lambda)$), detritos ($\alpha_{det}(\lambda)$) e fitoplâncton ($\alpha_{phy}(\lambda)$), mostrados na Equação 4.7.

$$\alpha_{(sus/det/phy)}(\lambda) = [2,3 \times OD_{(sus/det/phy)}(\lambda)]/[X \times C_{(sus/det/phy)}] \quad (4.7)$$

Sendo X a razão entre o volume filtrado (m^3) e a área do filtro (m^2), que neste caso é um valor fixo de $0,002 m^2$, e $C_{(sus/det/phy)}$ é a concentração do sólido em suspensão total ou do detrito ou da clorofila-*a*, em unidade de massa por m^3 .

A metodologia proposta por Tilstone et al. (2002), foi utilizada para a leitura das amostras de CDOM e obtenção de seu coeficiente de absorção. Este método utilizou o espectrofotômetro no modo de absorvância e uma cubeta de quartzo de 0,1 metros de comprimento. A faixa espectral medida foi de 220 a 800 nm, com largura de banda espectral de 1 nm, e água deionizada foi utilizada como referência (branco) para as medições. Como as amostras se encontravam refrigeradas, foi necessário esperar que sua temperatura se estabilizasse de acordo com a temperatura do branco antes da realização das leituras porque diferenças de temperatura entre a referência e as amostras podem levar a fortes feições de absorção espectral (PEGAU; ZANEVELD, 1993), especialmente em comprimentos de onda acima de 600 nm. A leitura foi iniciada pelo

branco, sendo que a água deionizada foi inserida lentamente na cubeta para evitar a formação de bolhas e as laterais da cubeta foram limpas com papel não abrasivo para remover impurezas. Durante a leitura do branco, o espectrofotômetro fez sua *baseline* e em seguida sua leitura, sendo que a variação dessa leitura devia estar no intervalo de $\pm 0,001$, caso contrário essa etapa seria refeita. Vale ressaltar que essa forma de leitura do branco pelo equipamento faz com que nas próximas leituras a absorção pela água seja removida das amostras instantaneamente, medindo-se assim apenas a absorbância do CDOM. Em cada intervalo de leitura das amostras de diferentes estações, a cubeta era lavada três vezes com água ultra pura e as amostras eram inseridas em seu interior com o mesmo cuidado descrito acima, bem como a limpeza das laterais da cubeta. Ao final da leitura das 4 amostras por campanha de campo, fez-se uma nova leitura do branco com o mesmo objetivo citado para a leitura dos filtros.

Mesmo após o processo de filtração das amostras, descrito na seção 4.3.1, o filtrado gerado pode continuar sendo um meio promotor de espalhamento, pois há a possibilidade de partículas bem pequenas ou coloides terem passado através do filtro. Dessa forma, nesse tipo de meio, o verdadeiro valor medido pelo espectrofotômetro é intermediário à absorção e ao espalhamento, e não somente uma leitura de absorção (BRICAUD et al., 1981). Como o efeito do espalhamento pelas partículas residuais se torna predominante em relação à fraquíssima absorção pelo CDOM na região espectral acima de 600 nm, o espectro de absorção da amostra, após esse comprimento de onda, possui um *offset* em relação ao espectro de absorção da água ultra pura. Vale ressaltar que esse *offset* também pode ser devido à diferença do índice de refração da água deionizada e da amostra (BRICAUD et al., 1981; GREEN; BLOUGH, 1994; MOREL; PRIEUR, 1976). Para corrigir este erro e obter os reais valores espectrais de absorção do CDOM, Green e Blough (1994) sugeriram que o espectro de absorbância medido fosse subtraído da média dos valores de absorbância nos comprimentos de onda de 700 à 800 nm. Para o presente estudo, a faixa espectral considerada para o cálculo desses valores médios de absorbância foi de 750 à 800 nm.

Após este processo, os valores de absorvância corrigidos foram transformados em coeficiente de absorção ($a_{CDOM}(\lambda)$) de acordo com a Equação 4.8, presente em Tilstone et al. (2002).

$$a_{CDOM}(\lambda) = [2,303 \times A(\lambda)] / L \quad (m^{-1}) \quad (4.8)$$

Sendo $A(\lambda)$ a absorvância espectral medida pelo espectrofotômetro e L é o comprimento da cubeta em metros.

Ao longo da faixa espectral do ultravioleta e do visível (350-700 nm), a absorção pelo CDOM segue aproximadamente a equação:

$$a(\lambda) = a(\lambda_0)e^{[-S(\lambda-\lambda_0)]} \quad (m^{-1}) \quad (4.9)$$

onde, $a(\lambda)$ é o coeficiente de absorção do CDOM em comprimento de onda qualquer (λ), $a(\lambda_0)$ é o coeficiente de absorção do CDOM calculado na Equação 4.8 no comprimento de onda de referência (λ_0) de 440 nm e S é o coeficiente de decaimento exponencial, que segundo Green e Blough (1994) fornece a medida de quão rapidamente a absorção decresce com o aumento do comprimento de onda. Vale ressaltar que neste presente estudo calculou-se o $a(\lambda)$ entre os comprimentos de onda de 380-600 nm.

O coeficiente S foi determinado por meio do ajuste de um modelo exponencial simples, sendo o código obtido no site <http://misclab.umeoce.maine.edu/software.php>. O método não linear dos mínimos quadrados foi adotado utilizando a rotina de minimização "fminsearch" do MATLAB (MathWorks) e os parâmetros de otimização foram definidos como: (a) "MaxIter" (número máximo de iterações permitidas) = 4000; (b) "MaxFunEvals" (número máximo de avaliações da função permitido) = 2000; (c) "TolFun" (tolerância de fim para o valor da função) = 10^{-9} . Os valores de referência de entrada foram ajustados para: (a) amplitude em 440 nm = 0,5 e (b) Slope = 0,01. É

importante destacar que a função de custo usada foi a soma dos quadrados da diferença entre a curva ajustada e os dados de entrada.

4.3.2.2. Concentração das variáveis limnológicas

As medidas de concentração de clorofila-a e feofitina ($\mu\text{g/L}$), material em suspensão (mg/L) e carbono dissolvido (mg/L), foram determinadas, em duplicata, conforme metodologia descrita por Nush (1980), Wetzel e Likens (1991) e APHA (1985) respectivamente, pelo laboratório do IIE.

O método de Nush (1980) consiste na extração da clorofila utilizando etanol 80% a quente sem maceração, sendo indicado pelo autor como uma alternativa ao uso do solvente metanol, por apresentar menor toxicidade. Em cada vial, que continha um filtro GF-F com amostra retida, foi pipetado 10 ml de etanol 80%, sendo posteriormente colocados em banho-maria a uma temperatura de aproximadamente $75\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 5 minutos (Figura 4.14 A e B). Em seguida, provocou-se um choque térmico colocando esses tubos em banho de gelo ($0\text{ }^{\circ}\text{C}$), também por 5 minutos. A extração foi mantida por um período de 24 horas no refrigerador, na ausência de luz. Após esse processo, parte da solução de etanol contendo clorofila extraída foi colocada em uma cubeta de quartzo de 10 mm de caminho óptico (Figura 4.14A) e a leitura de sua absorbância foi feita no espectrofotômetro, nos comprimentos de onda de 665 e 750 nm. Vale ressaltar que a leitura foi iniciada com o branco, que neste caso é o próprio etanol 80%, e entre o intervalo da leitura das amostras de diferentes estações a cubeta era lavada 3 vezes com etanol para remover qualquer resquício da amostra anterior. Ao final das medições, o branco era feito novamente. A clorofila pode ser convertida a feofitina pela adição de um ácido, que remove o magnésio da molécula de clorofila (GOLTERMAN et al., 1978). Assim, em cada vial com o restante da solução de etanol com clorofila extraída, pipetou-se gotas de ácido clorídrico (HCl) 1 N até atingir um pH entre 2,4 e 2,8 (Figura 4.14C). A leitura da amostra acidificada para a determinação da absorbância da feofitina foi feita da mesma forma como descrito acima.



Figura 4.14 - (A) Extração da clorofila com etanol 80% e cubeta usada na leitura, (B) equipamento utilizado para o banho maria e (C) acidificação da amostra de clorofila extraída.

As concentrações de clorofila-*a* e dos feopigmentos, em $\mu g/L$, foram determinadas utilizando as fórmulas proposta por Lorenzen (1967), mostradas nas Equações 4.10 e 4.11.

$$Chla = \{[(A_{665} - A_{750}) - (A'_{665} - A'_{750})]v \times F \times K\} / (V \times l) \quad (4.10)$$

$$Feo = \{[R \times (A'_{665} - A'_{750}) - (A_{665} - A_{750})]v \times F \times K\} / (V \times l) \quad (4.11)$$

Sendo A_{665} a absorvância do extrato antes da acidificação no $\lambda = 665 \text{ nm}$, A_{750} a absorvância do extrato antes da acidificação no $\lambda = 750 \text{ nm}$, A'_{665} a absorvância do extrato depois da acidificação no $\lambda = 665 \text{ nm}$, A'_{750} a absorvância do extrato depois da acidificação no $\lambda = 750 \text{ nm}$, v é o volume de etanol utilizado na extração (10 ml), F é o fator para equiparar a redução em absorvância devido à acidificação para a concentração inicial de clorofila-*a*, K é o coeficiente calibrado de absorção da clorofila-*a* para o etanol, V é o volume de amostra filtrada (litros) e l é o comprimento ótico da cubeta (metros).

Anteriormente à campanha de campo, os filtros de fibra de vidro GF-C, destinados à análise de material em suspensão, foram calcinados a 480 °C e pesados. Para a obtenção das concentrações do material em suspensão total (MST), inorgânico (MSI) e orgânico (MSO), utilizou-se a metodologia de Wetzel e Likens (1991). Em laboratório, o filtro foi secado a 60°C durante um período de 24 horas e pesado para a determinação do MST. Após este processo, o filtro é colocado em um cadinho de porcelana e levado à mufla a 480 °C, por um período de 1 hora, e depois direcionado ao dessecador contendo sílica gel. É mantido até o seu resfriamento e em seguida novamente pesado para a determinação do MSI. O MSO é determinado pela diferença entre o MST e MSI.

Para a determinação da concentração do carbono total dissolvido (DTC), carbono inorgânico dissolvido (DIC) e carbono orgânico dissolvido (DOC) foi utilizado o método de análise de gás por infravermelho, em que a amostra de água foi passada ao estado gasoso por combustão não dispersiva a 680 °C, por meio do Analisador de Carbono Orgânico Total - SHIMADZU, modelo TOC-5000. Esta metodologia foi proposta por APHA (1985).

4.3.3. Processamento dos dados brutos

Os dados do Ramses TriOS, ACS e *HydroScat* foram processados com o auxílio dos softwares e metodologia específicos para cada equipamento conforme descrito a seguir.

Os dados radiométricos do Ramses TriOS foram submetidos, primeiramente, à interpolação linear a cada 1 nm na faixa de 320 a 950 nm, com o objetivo de padronizar os comprimentos de onda, permitindo a comparação entre as diferentes grandezas radiométricas medidas visto que os sensores do tipo cosseno possuem posições de bandas centrais ligeiramente diferentes dos sensores que medem radiância.

Após a interpolação, os dados foram normalizados segundo a metodologia proposta por Mueller (2000). A normalização visa remover as variações de iluminação ao longo das medições, decorrentes da alteração da cobertura de nuvens. Para isso, as grandezas radiométricas (E_d , E_u , L_w , L_s e L_u) foram multiplicadas por um fator de normalização (FN) calculado pela Equação 4.12. O cálculo do FN utilizou a primeira medida espectral de E_s , realizada na estação amostral, como referência para as demais. Assim, todas as medições em diferentes níveis de profundidade, são normalizadas em relação à primeira medida.

$$FN(z_m, \lambda) = E_s(t(z_1), \lambda) / E_s(t(z_m), \lambda) \quad (4.12)$$

Sendo $FN(z_m, \lambda)$ o fator de normalização para a profundidade z_m e comprimento de onda (λ), $E_s(t(z_1), \lambda)$ é a irradiância incidente na superfície da água medida no barco no momento da primeira medida e $E_s(t(z_m), \lambda)$ é a irradiância incidente medida no barco no momento da medida na profundidade z_m . Se no momento da medida na profundidade z_m a irradiância incidente na superfície $E_s(t(z_m), \lambda)$ for igual a irradiância incidente na primeira medida do perfil $E_s(t(z_1), \lambda)$, $FN(z_m, \lambda)$ será igual a 1. O Valor de FN será maior o menor do que 1 em função da variação da irradiância incidente no momento da medida em uma certa profundidade.

A etapa de processamento após a normalização teve como objetivo identificar, dentre as quinze medidas, o espectro medido mais representativo para cada nível de profundidade. Isto foi realizado da seguinte forma: i) computou-se a mediana, para cada comprimento de onda (320 a 950nm), das quinze medidas realizadas para cada nível de profundidade. Chamou-se este resultado de espectro mediano da profundidade; ii)

escolheu-se como medida representativa da profundidade o espectro com maior número de valores coincidentes com o espectro mediano da profundidade. Vale ressaltar que em caso de coincidência entre dois ou mais espectros, optou-se por escolher o primeiro medido.

Para o processamento dos dados de absorção e atenuação do ACS, utilizou-se a metodologia descrita em WET Labs Inc. (2009). Os dados foram submetidos à interpolação linear a cada 1 nm na faixa de 400 a 750 nm, com o mesmo objetivo descrito para o Ramses TriOS. Foram também corrigidos para os efeitos da temperatura sobre a absorção (Equação 4.13) e atenuação (Equação 4.14) visto que tais coeficientes são sensíveis a essa variável (PEGAU et al., 1997).

$$a_{mts}(\lambda) = a_m(\lambda) - \{[\Psi_t \times (t - t_r)] + [\Psi_{sa} \times S]\} \quad (4.13)$$

$$c_{mts}(\lambda) = c_m(\lambda) - \{[\Psi_t \times (t - t_r)] + [\Psi_{sc} \times S]\} \quad (4.14)$$

Sendo $a_{mts}(\lambda)$ e $c_{mts}(\lambda)$, respectivamente, a absorção e atenuação espectrais corrigidos para temperatura da água e salinidade em m^{-1} , $a_m(\lambda)$ e $c_m(\lambda)$ são a absorção e atenuação espectrais medidas pelo ACS, Ψ_t e Ψ_{sc} são os parâmetros específicos de correção para temperatura e salinidade, em $m^{-1}^{\circ}C^{-1}$ e $m^{-1}S^{-1}$ (valores tabelados encontrados no protocolo do equipamento), t e S são a temperatura e salinidade no momento da medida e t_r é a temperatura de referência na qual o equipamento foi calibrado (19,7 °C). Embora essas variáveis sejam também sensíveis à salinidade (PEGAU et al., 1997), como a presente pesquisa foi realizada em águas doces, não tornou-se necessária a correção para salinidade. Segundo Kirk (2011), a variação esperada da salinidade pode ser considerada desprezível em águas interiores.

Após esse processo, fez-se a correção do efeito de espalhamento para as medidas de absorção (Equação 4.15), segundo metodologia descrita por Leymarie et al. (2010). Essa correção é necessária uma vez que o medidor de absorção do ACS utiliza um tubo espelhado para coletar a luz espalhada e, por conta desse tubo e do design do detector,

uma fração da luz espalhada em ângulos maiores que $41,7^\circ$ é perdida (não detectada). Essa fração perdida acaba sendo contabilizada como parte do processo de absorção, superestimando essa medição, sendo, portanto uma fonte de incerteza.

$$a_c(\lambda) = a_{mts}(\lambda) - \{a_{mts}(\lambda_r) \times [b_m(\lambda)/b_m(\lambda_r)]\} \quad (4.15)$$

Sendo $a_c(\lambda)$ o valor final corrigido do coeficiente de absorção, $a_{mts}(\lambda)$ é o coeficiente de absorção corrigido para temperatura, $a_{mts}(\lambda_r)$ é o coeficiente de absorção corrigido para temperatura em um comprimento de onda de referência (λ_r), $b_m(\lambda)$ é o coeficiente de espalhamento inicialmente calculado pela diferença entre a atenuação e absorção corrigidas para temperatura e $b_m(\lambda_r)$ é o coeficiente de espalhamento inicialmente calculado pela diferença entre a atenuação e absorção corrigidas para temperatura em um comprimento de onda de referência (λ_r). O λ_r adotado foi 750 nm, conforme sugerido por Ferreira (2014).

Os valores finais de espalhamento foram calculados subtraindo-se os valores de atenuação corrigidos para temperatura dos valores de absorção corrigidos para temperatura e para espalhamento. Os dados processados do ACS, no caso medidas espectrais do coeficiente de absorção, atenuação e espalhamento, tiveram seus tempos de aquisição restringidos de acordo com o tempo de aquisição das medidas de profundidade feitas pelo CTD, pois há uma diferença do tempo de aquisição de medidas entre esses equipamentos.

De modo a minimizar os ruídos presentes nos espectros dos coeficientes de absorção, atenuação e espalhamento, foram testados filtros de média móvel com janelas de duas, quatro, seis e oito medidas. O melhor resultado obtido foi com janela de oito medidas para o computo da média móvel.

Durante as medições dos dados de atenuação e absorção do ACS, foram obtidos três perfis na coluna d'água, duas subidas e uma descida. Com o objetivo de analisar a variação da medição dos dados dos três perfis e escolher o de menor variação, calculou-

se o coeficiente de variação da média móvel (CV). Para cada ponto amostral, deu-se preferência para as subidas (medições mais estáveis) e foi escolhido o perfil que tinha o menor valor de CV, significando assim que aquele conjunto de dados era menos ruidoso.

A medida adquirida pelo *Hydroscat-6* é a função de espalhamento volumétrico em um ângulo específico (140°), a qual é utilizada posteriormente no cálculo do coeficiente de retroespalhamento (b_b). O processamento desses dados seguiu a metodologia proposta em HOBILABS (2010). O primeiro passo no processamento dos dados do *Hydroscat* foi a conversão dos dados brutos em dados de espalhamento volumétrico ($\beta(140^\circ)$) usando o algoritmo do software fornecido pelo equipamento (Hydrosoft 2.9).

Em seguida, ainda utilizando o HydroSoft 2.9, o coeficiente de retroespalhamento não corrigido (b_{b_u}) foi estimado a partir de $\beta(140^\circ)$ utilizando os métodos descritos em Maffione e Dana (1997), de acordo com a Equação 4.16.

$$b_{b_u} = 2\pi\chi_{bb}[\beta(140^\circ) - \beta_w(140^\circ)] + b_{bw} \quad (4.16)$$

Sendo que $\beta_w(140^\circ)$ é a função de espalhamento volumétrico da água pura em 140° , b_{bw} é o coeficiente de retroespalhamento da água pura e χ_{bb} é a constante de proporcionalidade entre $\beta(140^\circ)$ e b_b para o espalhamento de partículas, sendo seu valor padrão 1,08 em águas naturais (HOBILABS, 2010). Vale ressaltar que os valores de espalhamento da água pura, $\beta_w(140^\circ)$ e b_{bw} , foram calculados pelo HydroSoft a partir dos valores apresentados em Morel (1974).

Para remover picos e variações observadas no b_{b_u} foram testados filtros de mediana de 5, 8, 10, 15 e 20 medidas, sendo que o melhor resultado de suavização dos dados foi para o filtro de mediana com 10 medidas. Como a perfilagem do *Hydroscat* variou entre apenas 1 subida, 1 subida e 1 descida e 2 subidas e 1 descida, a escolha do perfil com menor variação foi feita da mesma forma como descrito para os dados do ACS.

Após este processo, aplicou-se a correção sigma nos dados de b_{b_u} (Equação 4.17). Esta correção é um ajuste para melhorar a precisão das medições de retroespalhamento em águas com elevado coeficiente de atenuação, uma vez que uma fração da luz que deveria ser detectada como retroespalhamento é perdida por atenuação entre o instrumento e o volume detectado, fazendo com que o retroespalhamento seja subestimado.

$$b_b = \sigma(K_{bb}) \times b_{b_u} \quad (4.17)$$

Onde b_b é o valor do coeficiente de retroespalhamento com correção sigma e $\sigma(K_{bb})$ é função da geometria ótica do sensor, aproximada pela Equação 4.18.

$$\sigma(K_{bb}) = k_1 \times e^{(k_{exp} \times K_{bb})} \quad (4.18)$$

Sendo K_{bb} o coeficiente de atenuação da luz no caminho percorrido entre a emissão e a detecção, k_1 é um valor definido para satisfazer o requisito de que $\sigma(K_{bbw}) = 1$, conforme indicação do fabricante (o valor de k_1 utilizado foi 1), k_{exp} é um parâmetro característico de cada instrumento específico e seu valor para cada comprimento de onda pode ser obtido no arquivo de calibração.

O valor de K_{bb} foi obtido a partir das medidas do coeficiente de absorção (a) e espalhamento (b) do ACS, com suas devidas correções, conforme Equação 4.19.

$$K_{bb} = a + 0,4b \quad (4.19)$$

4.3.4. Cálculo das POAs e correlações

Os dados radiométricos corrigidos foram utilizados para avaliar o comportamento da luz ao longo das diferentes profundidades amostrais e permitiu, por exemplo, o cálculo do coeficiente de atenuação difusa da irradiância descendente (K_d), da reflectância de

sensoriamento remoto (R_{rs}) e a delimitação da zona eufótica, todos eles descritos em Kirk (2011).

O coeficiente de atenuação difusa da irradiância descendente ponderado (${}^wK_{d(av)}$) nos intervalos de profundidades amostradas pela irradiância descendente na coluna d'água naquele intervalo, é descrito conforme a Equação 4.20.

$${}^wK_{d(av)} = \frac{\sum_{i=1}^N K_{d(z_i, z_{i+2})} E_{d(z_{i+1})}}{\sum_{i=1}^N E_{d(z_{i+1})}} \quad (4.20)$$

Onde N é o número de intervalos de profundidade, $E_{d(z_{i+1})}$ é o valor de irradiância descendente para a profundidade z_{i+1} e $K_{d(z_i, z_{i+2})}$ é o coeficiente de atenuação difusa da irradiância descendente considerando o intervalo de profundidade z_i e z_{i+2} , conforme Equação 4.21.

$$K_{d(z_i, z_{i+2})} = \frac{1}{\Delta z} \times \ln \frac{E_{d(z_i)}}{E_{d(z_{i+2})}} \quad (4.21)$$

Onde Δz é a diferença entre as profundidades z_{i+2} e z_i , $E_{d(z_i)}$ e $E_{d(z_{i+2})}$ são os valores de irradiância descendente nas profundidades z_i e z_{i+2} , respectivamente.

O ${}^wK_{d(av)}$ foi analisado espectralmente tanto ao longo do tempo quanto do espaço, e o seu valor em 440 e 676 nm foi relacionado com o coeficiente de absorção do CDOM em 440 nm e com a concentração da chl-*a*, respectivamente. Como o MST não interage de forma seletiva, sua concentração foi relacionada com o valor PAR (entre 400 e 700 nm) de ${}^wK_{d(av)}$.

A reflectância de sensoriamento remoto de superfície ($R_{rs}(0^+)$) foi calculada conforme a Equação 4.22.

$$R_{rs}(\theta, \Phi, \lambda, 0^+) = L_w(\theta, \Phi, \lambda, 0^+)/E_d(\lambda, 0^+) \quad (4.22)$$

Sendo $L_w(\theta, \Phi, \lambda, 0^+)$ a radiância espectral emergente da coluna água na direção (θ, Φ) medida na superfície e detectada pelo sensor fixo ao barco apontado para a água e $E_d(\lambda, 0^+)$ é a irradiância espectral descendente medida imediatamente acima da superfície da água.

Embora o valor real de E_d possa ser medido diretamente pelo sensor, este tipo de medida não é possível para o L_w . Mobley (1999) relata que o valor medido pelo radiômetro apontado para a água não corresponde somente à radiância emergente do corpo d'água, mas sim a soma da radiância emergente com qualquer outra radiância na atmosfera que foi refletida pela superfície da água na direção (θ, Φ) . A radiância espectral total medida pelo sensor na mesma direção do campo de visada do equipamento ($L_t(\theta, \Phi, \lambda)$) é representada pela Equação 4.23, como proposto pelo autor.

$$L_t(\theta, \Phi, \lambda) = L_w(\theta, \Phi, \lambda) + L_r(\theta, \Phi, \lambda) \quad (4.23)$$

Em que $L_r(\theta, \Phi, \lambda)$ é a parte da radiância incidente do céu que foi refletida pela superfície da água na direção (θ, Φ) , sendo estimada pela Equação 4.24.

$$L_r(\theta, \Phi, \lambda) = \rho L_s(\theta', \Phi', \lambda) \quad (4.24)$$

Sendo $L_s(\theta', \Phi', \lambda)$ a radiância espectral difusa na atmosfera na direção (θ', Φ') , que representa a direção para a qual o radiômetro deve estar apontando para medir a radiância que seria refletida pela superfície da água na direção (θ, Φ) e ρ é o fator de proporcionalidade que relaciona a radiância medida quando o sensor observa o céu pela radiância atmosférica refletida medida quando o sensor observa a superfície da água. O valor desse fator, após uma série de simulações feitas por Mobley (1999), foi estimado em 0,028 para valores de velocidade do vento inferiores a 5 m/s, sendo que ele depende da direção (θ, Φ) , comprimento de onda, velocidade do vento, campo de visada do sensor e da distribuição da irradiância na atmosfera.

A reflectância de sensoriamento remoto subaquática foi calculada na profundidade de 1 metro $R_{rs}(\lambda, 1^-)$, conforme Equação 4.25, pois os dados de subsuperfície são mais susceptíveis a variações dos efeitos das ondas, podendo assim ter uma maior margem de erro nas medições.

$$R_{rs}(\theta, \Phi, \lambda, 1^-) = L_u(\theta, \Phi, \lambda, 1^-)/E_d(\lambda, 1^-) \quad (4.25)$$

Onde, $L_u(\theta, \Phi, \lambda, 1^-)$ é a radiância espectral ascendente em 1 metro de profundidade na direção (θ, Φ) e $E_d(\lambda, 1^-)$ é a irradiância espectral descendente em 1 metro a partir da superfície. Esse tipo de reflectância de sensoriamento foi calculada para analisar como o campo de luz em 1 metro varia ao longo do tempo.

O limite da zona eufótica (Z_{eu}) é a profundidade na qual a irradiância descendente PAR (400 à 700) é reduzida à 1% do valor de irradiância em sub-superfície e é calculada conforme Equação 4.26, fazendo a suposição de que o K_d PAR é praticamente constante com a profundidade, em sistemas de águas interiores (KIRK, 2011).

$$Z_{eu} = 4,6/K_d \text{PAR} \quad (4.26)$$

Para o presente estudo, usou-se no denominador da equação acima o valor do coeficiente de atenuação difusa da irradiância descendente ponderado PAR (${}^wK_{d(av)}$ PAR).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Dados Limnológicos

As concentrações médias, máximas e mínimas dos constituintes opticamente ativos no reservatório de Ibitinga bem como a profundidade do disco de Secchi, valores de turbidez e de temperatura de sub-superfície são mostradas na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 - Valores médios, máximos e mínimos dos parâmetros limnológicos.

		Fevereiro	Março	Maio	Julho
DTC (mg/L)	Média	16,10	15,60	16,17	14,39
	Mínimo	14,86	13,54	15,42	13,97
	Máximo	18,38	16,59	16,44	15,01
DIC (mg/L)	Média	11,89	11,53	13,03	11,31
	Mínimo	10,36	8,97	12,27	10,67
	Máximo	14,90	12,71	13,50	11,98
DOC (mg/L)	Média	4,21	4,07	3,15	3,09
	Mínimo	3,48	3,87	2,89	2,72
	Máximo	4,91	4,57	3,28	3,40
Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	Média	100,53	27,20	11,46	28,43
	Mínimo	8,77	15,77	3,72	19,80
	Máximo	180,40	43,46	19,51	40,22
Feofitina (µg/L)	Média	7,68	2,29	0,82	1,17
	Mínimo	1,50	1,89	0,20	0,66
	Máximo	13,21	3,42	1,32	2,03
MST (mg/L)	Média	14,53	5,23	1,83	6,50
	Mínimo	3,50	3,40	0,80	5,40
	Máximo	30,80	7,70	2,60	7,60
MSI (mg/L)	Média	2,50	0,93	0,68	2,25
	Mínimo	1,00	0,50	0,30	0,40
	Máximo	3,60	1,60	0,90	5,60
MSO (mg/L)	Média	12,03	4,30	1,15	4,25
	Mínimo	2,50	2,70	0,50	2,00
	Máximo	27,20	6,10	1,90	5,80
Profundidade do Disco de Secchi (m)	Média	1,23	1,24	2,20	1,85
	Mínimo	0,75	1,10	1,80	1,80
	Máximo	1,75	1,40	2,50	1,90
Temperatura (°C)	Média	31,1	28,1	24,2	21,2
	Mínimo	30,7	27,5	24,0	20,9
	Máximo	31,6	28,8	24,4	21,4
Turbidez (NTU)	Média	20,53	8,25	5,98	7,33
	Mínimo	4,50	4,70	1,00	4,50
	Máximo	45,40	12,00	10,10	12,90

Observa-se que os valores médios de carbono total dissolvido (DTC), carbono inorgânico dissolvido (DIC) e carbono orgânico dissolvido (DOC) não variaram significativamente ao longo dos meses das campanhas. As amplitudes médias dos valores de DTC em cada mês foram de 3,52 mg/L, 3,05 mg/L, 1,02 mg/L e 1,04 mg/L em fevereiro, março, maio e julho, respectivamente. Essa faixa de variação da amplitude também é observada em relação às frações inorgânica e orgânica. Luzia (2009) encontrou na parte lântica do reservatório de Ibitinga valores de concentração de carbono dissolvido que também não tiveram uma variação significativa em relação ao presente estudo, tendo como intervalo os valores de 10 a 15 mg/L para DTC, 9 a 10 mg/L para DIC e 2 a 5 mg/L para DOC. Além disso, a fração inorgânica do DTC foi predominante em relação à orgânica em todos os meses, sendo que a razão média DIC/DOC foi de 2,82; 2,83; 4,13 e 3,66 em fevereiro; março, maio e julho, respectivamente.

A concentração de material em suspensão total (MST), em média, teve um padrão caracterizado por um máximo em fevereiro e um mínimo em maio. A fração orgânica do MST foi predominante em relação à fração inorgânica, sendo que a razão média MSO/MSI foi quase 5 vezes maior nos meses de fevereiro e março e quase 2 vezes maior em maio e julho. Essa predominância também foi verificada por Luzia (2009) na parte lântica da represa, em que o valor máximo de material em suspensão total foi de 22,8 mg/L, sendo este material formado por quase 100% de material orgânico.

A concentração média da clorofila-*a* (*chl-a*) teve um padrão igual ao do MST, sendo que a maior variação de amplitude na concentração de *chl-a*, para o período de coletas, ocorreu no campo em Fevereiro. De acordo com observações de campo, nesse mês as estações P1 e P2 apresentaram manchas (*patches*) verdes indicativas de florações de fitoplâncton, formando um tapete quase contínuo sobre a superfície da água. Tanto as estações P3 e P4 do mês de fevereiro quanto em todos os pontos amostrais nos outros meses, a água do reservatório possuía essas manchas, mas espalhadas de forma homogênea e não concentradas. Novo et al. (2013) relata que o reservatório pode ser

classificado como mesotrófico em algumas regiões e hipereutrófico em outras regiões, dependendo da localização da estação de amostragem.

A profundidade média do disco de Secchi foi maior no mês de maio e menor em fevereiro, já a amplitude entre os valores máximo e mínimo foi maior em fevereiro e menor em julho. Os valores de turbidez possuem um padrão igual ao verificado para as concentrações de chl-*a* e MST, sendo que a amplitude de variação foi maior no mês de fevereiro e menor em março. Vale ressaltar que a profundidade do disco de Secchi no mês de fevereiro aumentou da barragem (P1) em direção à foz do rio Jacaré-Pepira (P4), possuindo um mínimo de 0,75 metros e um máximo de 1,75 metros. Tal fato coincide com a redução dos valores de turbidez de jusante para montante, tendo um máximo de 45,4 NTU na estação P1 e um mínimo de 4,5 NTU na estação P4. Nos outros meses não ocorreu um padrão de aumento ou diminuição da profundidade do disco de Secchi ao longo das estações. Além disso, verificou-se que ao longo das campanhas de campo a estação P1 foi a que teve o maior e o menor valor de turbidez, sendo este em maio e aquele em fevereiro. Notou-se também que a turbidez na estação P4 apenas variou no mês de março, tendo um valor de 12 NTU.

A temperatura da água em sub-superfície no reservatório foi praticamente constante ao longo das estações em cada campanha de campo, pois a amplitude entre os valores máximo e mínimo foi pequena. Já no decorrer dos meses, a temperatura média da água diminuiu, tendo uma redução em torno de 10 °C de fevereiro a julho.

5.2. Dados de Precipitação e Vazão

Dados de precipitação acumulada mensal registrados na estação automática de Ibitinga são apresentados na Figura 5.1. Com relação aos meses de realização dos campos, março foi o mês de maior precipitação, com aproximadamente 165 mm de chuva acumulada mensal, fevereiro ficou em segundo lugar, com cerca de 70 mm e em maio e julho esta não passou de 50 mm.

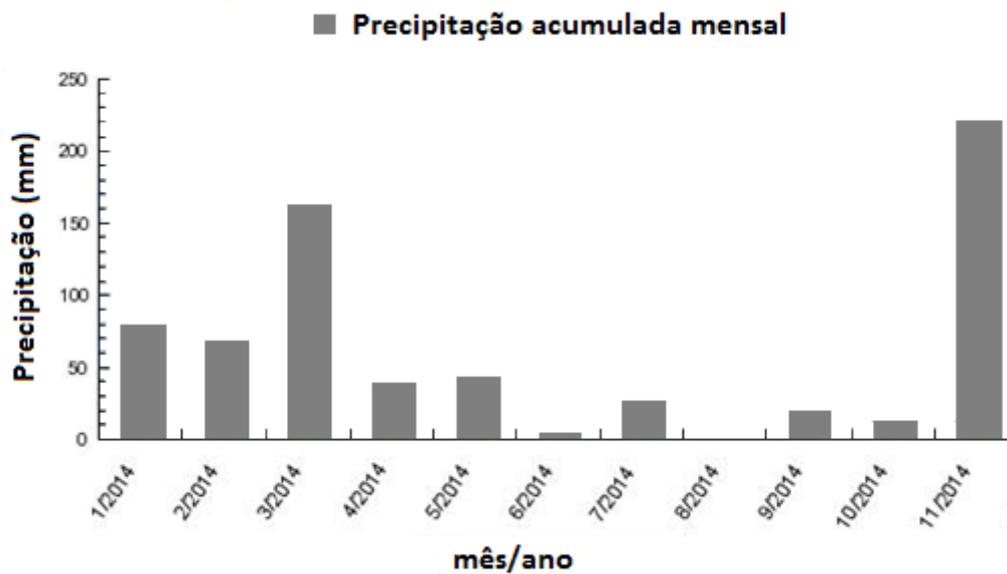


Figura 5.1 - Chuva acumulada mensal para a estação automática Ibitinga/SP.

Fonte: Adaptado INMET (2014).

Os gráficos de vazão média defluente diária decadal, das décadas de 1970 a 2000, e de vazão média defluente do ano de 2014 são apresentados na Figura 5.2. Nota-se que em relação às médias decadais anteriores, o ano de 2014 possuiu uma vazão média diária que representou em algumas estações, menos da metade dos valores históricos do reservatório de Ibitinga, indicando um ano atipicamente seco. A vazão média diária defluente do reservatório se manteve praticamente constante e baixa ao longo dos meses de 2014, o que contribuiu para um tempo de residência médio mais elevado do que o normalmente relatado para o reservatório. Esse maior tempo de residência pode agravar a qualidade da água (CALIJURI et al., 2002).

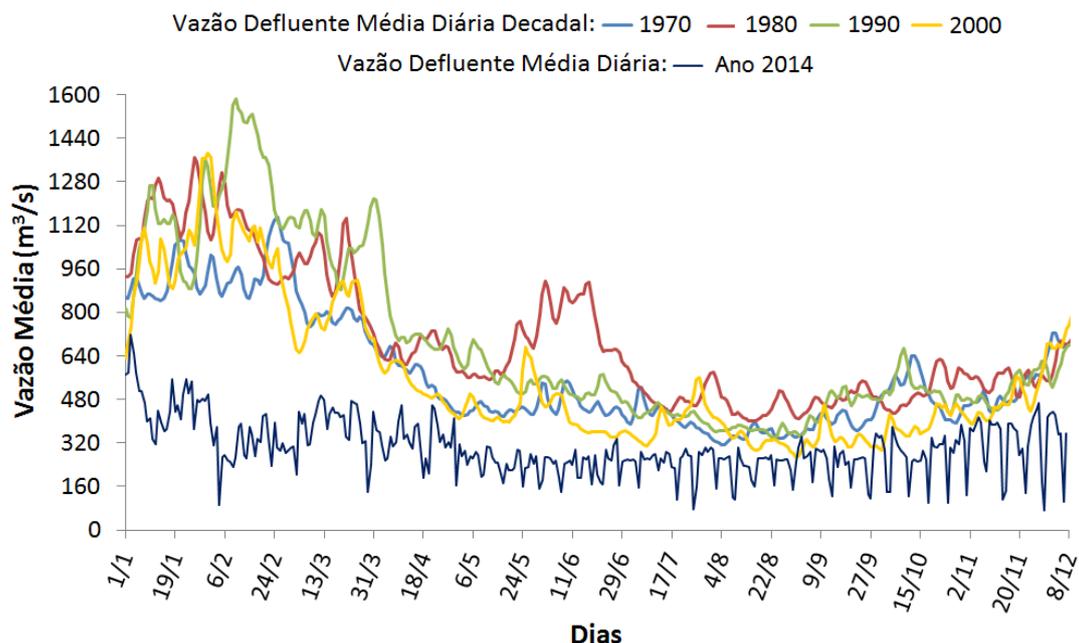


Figura 5.2 - Dados de vazão média diária decadal (1970 a 2000) e defluente do ano de 2014.

Fonte: AES Tietê (2014).

Segundo o Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS) o nível dos reservatórios das hidrelétricas do Subsistema Sudeste/Centro-Oeste caiu de 40,1% para 37,6% logo no início de fevereiro de 2014, sendo que este é o menor percentual para o período desde 2001. Em janeiro deste ano foi registrada a pior média histórica de afluência de chuvas desde 1932 para a região, conforme registrado pelo Grupo de Estudos do Setor Elétrico (Gesel) do Instituto de Economia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). São Paulo é o estado do sudeste que mais está sendo afetado com a estiagem. De acordo com o Instituto de Astronomia e Geofísica da USP, é a temporada com menos chuva desde 1969, o 13º ano mais seco desde que as medições começaram em 1934 e o pior desde a criação do Sistema Cantareira, em 1973 (DOCE, 2014; TUBINO, 2014).

A Figura 5.3 mostra os gráficos de vazão defluente média diária de cada data de realização das campanhas de campo. Pode-se observar que a campanha de fevereiro foi realizada dois dias após um período de elevado aumento da vazão defluente, que passou de 100 m³/s para 300 m³/s, o que pode ter contribuído para a mistura da coluna de água e aumento da turbulência no reservatório. Essas mesmas características podem ser

observadas também durante a campanha de março, com a diferença de que a vazão média no período era mais elevada devido à maior precipitação acumulada nesse mês, levando a um menor tempo de residência da água no reservatório em relação ao que se verificou em fevereiro. Além disso, observa-se que em maio e julho a vazão defluente se mantém baixa, indicando um maior tempo de residência em relação aos meses anteriores, o que pode ter contribuído para maior homogeneização da água do reservatório.

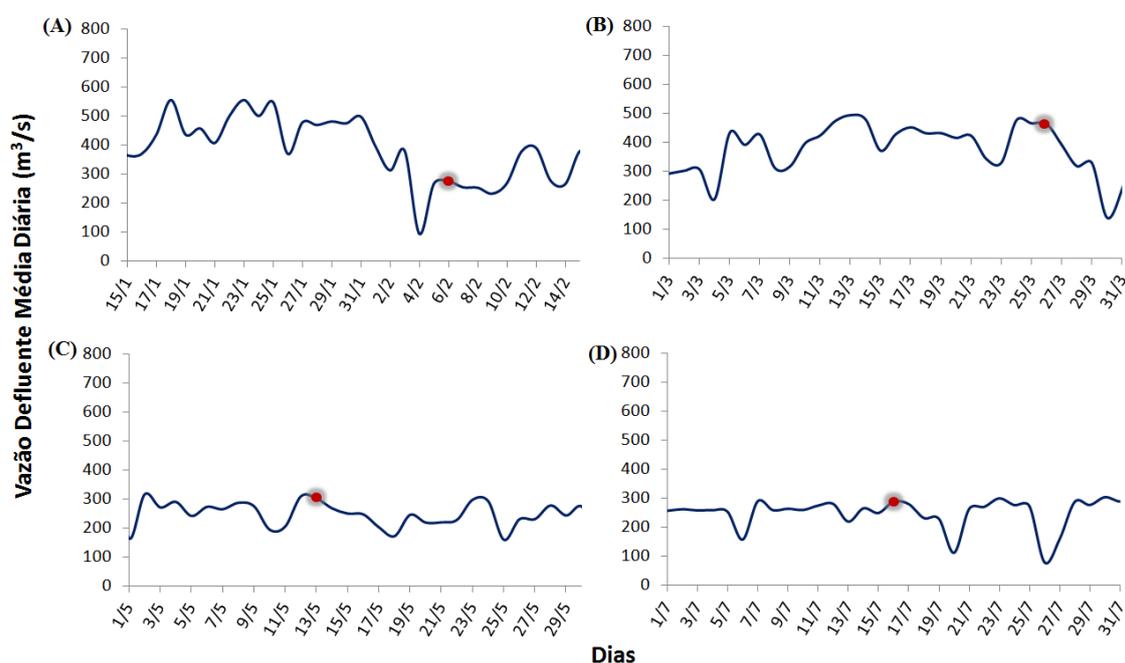


Figura 5.3 - Vazão defluente média diária das campanhas de campo de (A) 06 de fevereiro, (B) 26 de março, (C) 13 de maio e (D) 16 de julho, sendo que a bolinha vermelha em cada gráfico se refere à data das campanhas de campo.

5.3. Dados de Laboratório

5.3.1. Coeficiente de absorção do CDOM

Os valores do coeficiente de absorção do CDOM (a -CDOM) em 440 nm são mostrados na Tabela 5.2. Os espectros de absorção do CDOM em todas as campanhas de campo são mostrados na Figura 5.4. O a -CDOM apresentou pequena variabilidade espacial,

com exceção do mês de março, quando essa amplitude foi de $0,925 \text{ m}^{-1}$. A amplitude do a -CDOM entre as estações amostrais para cada mês de realização da campanha de campo foi inferior a $0,3 \text{ m}^{-1}$, sendo que em julho ocorreu a menor amplitude de variação ($0,103 \text{ m}^{-1}$). Além disso, a estação P2 no mês de julho foi a que apresentou o menor valor de coeficiente de absorção e a estação P4 no mês de março, localizada na foz do rio Jacaré-Pepira, o maior valor. Vale ressaltar também que o CDOM na estação P1 foi praticamente constante ao longo do tempo, sendo que a diferença entre o mínimo e o máximo esteve dentro do erro de medição, e a estação P4 e o mês de março foram os de maior variabilidade temporal e espacial, respectivamente, em relação ao CDOM.

Tabela 5.2 - Valores de coeficiente de absorção do CDOM em 440 nm.

	a-CDOM em 440 nm (m^{-1})			
	Fevereiro	Março	Mai	Julho
P1	0,760	0,786	0,799	0,748
P2	0,987	0,783	0,853	0,730
P3	0,891	0,834	0,777	0,817
P4	0,902	1,708	0,961	0,833

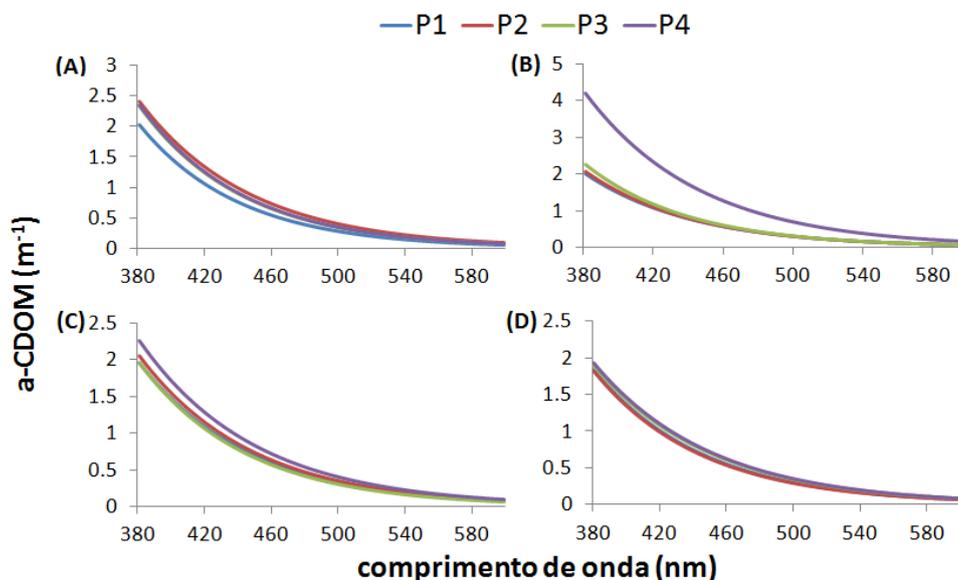


Figura 5.4 - Coeficiente de absorção espectral do CDOM nos meses de (A) fevereiro, (B) março, (C), maio e (D) julho.

O mês de março foi o que apresentou a maior amplitude de variação do coeficiente de absorção por CDOM em 440 nm, com o máximo valor ocorrendo na estação P4, localizada na foz do rio Jacaré-Pepira. A bacia de drenagem do rio Jacaré-Pepira se encontra inserido na Área de Proteção Ambiental de Ibitinga (APA-Ibitinga) (SIGRH, 2014) o que favorece maior acumulação de matéria orgânica ao longo do ano. Tendo em vista os maiores valores de precipitação registrados em março, praticamente o dobro dos meses anteriores, pode-se supor que a maior absorção por CDOM esteja relacionada à entrada de matéria orgânica das margens do reservatório, em particular na foz do rio Jacaré-Pepira. Os valores mínimo e máximo de absorção por CDOM em 440 nm (0,730 e 1,708 m⁻¹, respectivamente) ao longo dos meses das campanhas se encontram na faixa medida por Ferreira (2014) no reservatório tropical de Três Marias, Minas Gerais - Brasil. Naquele estudo, o autor registrou valores de absorção por CDOM em 440 nm entre 0,39 e 2,72 m⁻¹. Os valores máximos de absorção por CDOM em 440 nm observados neste trabalho encontram-se na faixa medida por Kutser et al. (2005) para treze lagos na Finlândia (1,28 a 7,74 m⁻¹). Já todos os valores medidos no presente estudo estão dentro da faixa medida por Song et al. (2010) para um reservatório e um lago natural localizados no nordeste da China (0,29 a 4,35 m⁻¹, para 440 nm). Kirk (1976) encontrou valores de coeficiente de absorção do CDOM, em 440 nm, em águas interiores do sudeste da Austrália que variaram de 0,42 a 2,90 m⁻¹.

5.3.2. Coeficiente de absorção do fitoplâncton e da chl-a

O coeficiente de absorção do fitoplâncton, $\alpha_{phy}(\lambda)$ (Figura 5.5), é um dos principais parâmetros usados para definir a absorção da luz em águas naturais e a investigação de suas propriedades é importante para explicar as propriedades óticas da água (YOSHIMURA et al., 2012). A absorção pelo fitoplâncton depende do seu crescimento e da composição de seus pigmentos, sendo que ambos podem variar sazonalmente e espacialmente (ZHANG et al., 2010).

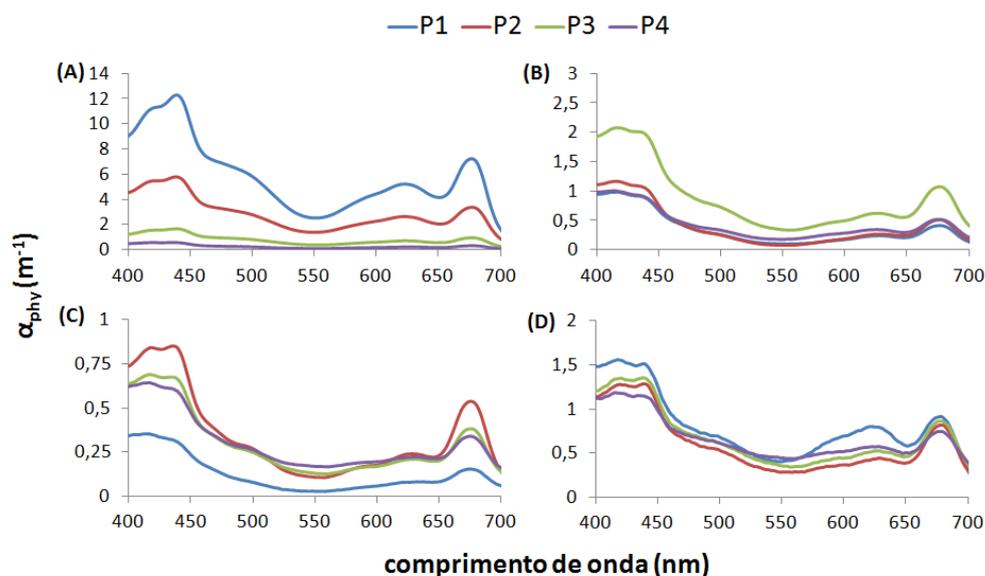


Figura 5.5 - Coeficiente de absorção do fitoplâncton nos meses de (A) fevereiro, (B) março, (C) maio e (D) julho.

Embora a correlação entre o $\alpha_{\text{phy}}(\lambda)$ e a concentração de chl-*a* seja positiva e significativa (BABIN et al., 2003; BRICAUD et al., 2004; PERKINS et al., 2014; ZHANG et al., 2010), neste estudo, observou-se que a estação P2 no mês de fevereiro mesmo possuindo concentração de chl-*a* (180,4 $\mu\text{g/L}$) maior do que a da estação P1 (172,56 $\mu\text{g/L}$), possuiu coeficiente de absorção espectral do fitoplâncton com feições de absorção menos proeminentes em torno de 440 e 676 nm. Além disso, pôde-se observar a presença de um "patamar" em torno de 490-500 nm, associado, de acordo com Perkins et al. (2014), à presença de pigmentos acessórios, provavelmente, carotenoides, cuja faixa de absorção (BIDIGARE et al., 1990), varia de 440 a 530 nm, com picos de absorção em 460 e 490 nm.

O coeficiente de absorção específico da clorofila-*a*, $\alpha_{\text{phy}}^*(\lambda)$ (Figura 5.6), é definido como sendo o valor do coeficiente de absorção do fitoplâncton quando a concentração de clorofila-*a* no meio é 1 $\mu\text{g l}^{-1}$ (DEKKER, 1993). Ele varia localmente e sazonalmente, sendo afetado pelas condições de iluminação e estrutura da comunidade do fitoplâncton (LUTZ et al., 1996; SOSIK; MITCHELL, 1995; STUART et al., 2000).

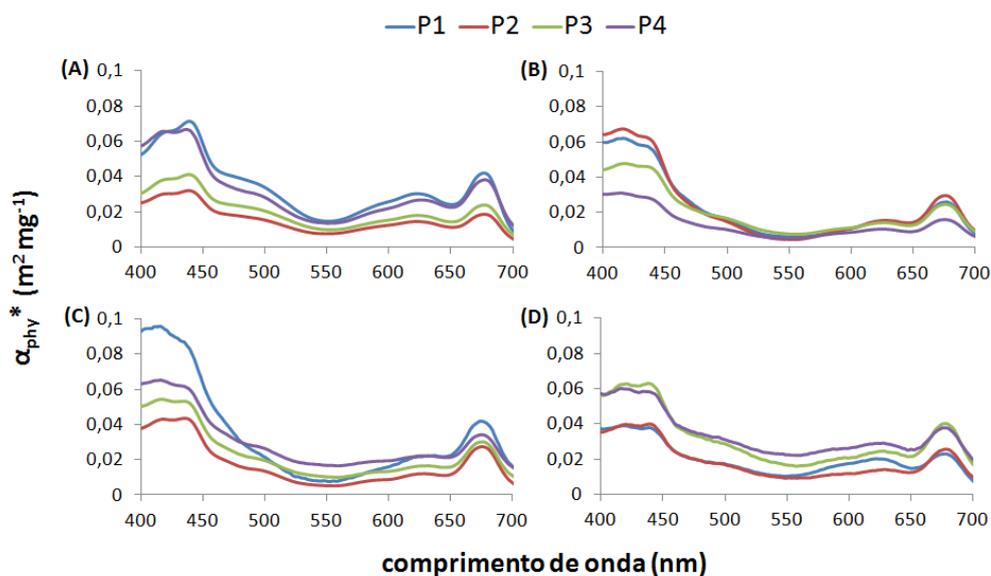


Figura 5.6 - Coeficiente de absorção específico da chl-a nos meses de (A) fevereiro, (B) março, (C) maio e (D) julho.

Nota-se que em todos os gráficos há picos de absorção na região do azul e do vermelho, que variam de 412 a 438 nm, 622 a 637 nm e 675 a 679 nm, além de um mínimo na região do verde, em torno de 550 nm. Verificou-se que em fevereiro a estação P2 apresentou a maior concentração de chl-a e o menor coeficiente de absorção específico espectral e a estação P4 a menor concentração de chl-a ($8,77 \mu g/L$) e α_{phy}^* (λ) maior do que o da P2, em todos os comprimentos de onda. A estação P1 apresentou a menor concentração de chl-a ($3,72 \mu g/L$) no mês de maio e o maior α_{phy}^* (λ) na região do azul (em torno de 410 nm) em relação aos outros meses. Bricaud et al. (1995) também encontraram em seus resultados que os valores de α_{phy}^* (λ) mostraram uma tendência em decrescer com o aumento da concentração da chl-a, no caso nos comprimentos de onda de 412, 443 e 490 nm, sendo menos acentuada em 675 nm e desaparecendo quase por completo em 565 nm.

A mudança do formato da curva de absorção específica de uma mesma estação ao longo do tempo bem como a variação da magnitude entre as estações em uma mesma campanha de campo podem ser explicadas por vários fatores, tais como a mudança do estado fisiológico do fitoplâncton, alteração da estrutura da comunidade fitoplantônica

ao longo do tempo e do espaço, efeito de empacotamento, efeito da concentração de pigmentos acessórios e fotoaclimação. Estudos sugerem que o efeito de empacotamento e o efeito dos pigmentos acessórios sejam os fatores principais da variação espacial/temporal do α_{phy}^* (λ) (BRICAUD et al., 2004; HOEPFFNER; SATHYENDRANATH, 1992; KIRK, 1975; LE et al., 2009; MOREL; BRICAUD, 1981).

Segundo Morel e Bricaud (1981), o α_{phy}^* (λ) decresce com o aumento do efeito de empacotamento dos pigmentos, que depende do tamanho das células e das concentrações dos pigmentos intracelulares. O tamanho da célula varia de acordo com a composição das espécies (REYNOLDS, 2006) e seu tamanho médio também varia com o aumento da produtividade da comunidade de fitoplâncton (BRICAUD et al., 2004; CIOTTI et al., 2002). A concentração dos pigmentos intracelulares além de depender da composição das espécies de fitoplâncton também depende das condições ambientais (PERKINS et al., 2014). Em condições de baixa disponibilidade de luz há um aumento no teor dos pigmentos fotossintetizantes para melhorar a eficiência de absorção (DEBLOIS et al., 2013; MACINTYRE et al., 2002; RICHARDSON et al., 1983). Já em condições de elevada disponibilidade de luz, o teor dos pigmentos fotossintetizantes diminui enquanto que o dos fotoprotetores (carotenoides) aumenta, com o objetivo de proteger as células fitoplantônicas de qualquer dano causado pelo excesso de luz (DEBLOIS et al., 2013; DEMMIG-ADAMS; ADAMS, 1996; GROSSMAN et al., 1993; KANA et al., 1997).

Além disso, os resultados de Hoepffner e Sathyendranath (1992) mostraram que a grande variabilidade do coeficiente de absorção específico do fitoplâncton é de fato fortemente relacionada às mudanças na composição dos pigmentos intracelulares, que por sua vez está diretamente relacionado com a estrutura da comunidade fitoplantônica.

5.4. Propriedades Óticas Aparentes

5.4.1. Reflectância de Sensoriamento Remoto

O efeito da interação da radiação incidente com a coluna d'água do reservatório pode ser avaliado pela reflectância de sensoriamento remoto medida acima da água (R_{rs}^+), nas quatro estações durante as campanhas (Figura 5.7).

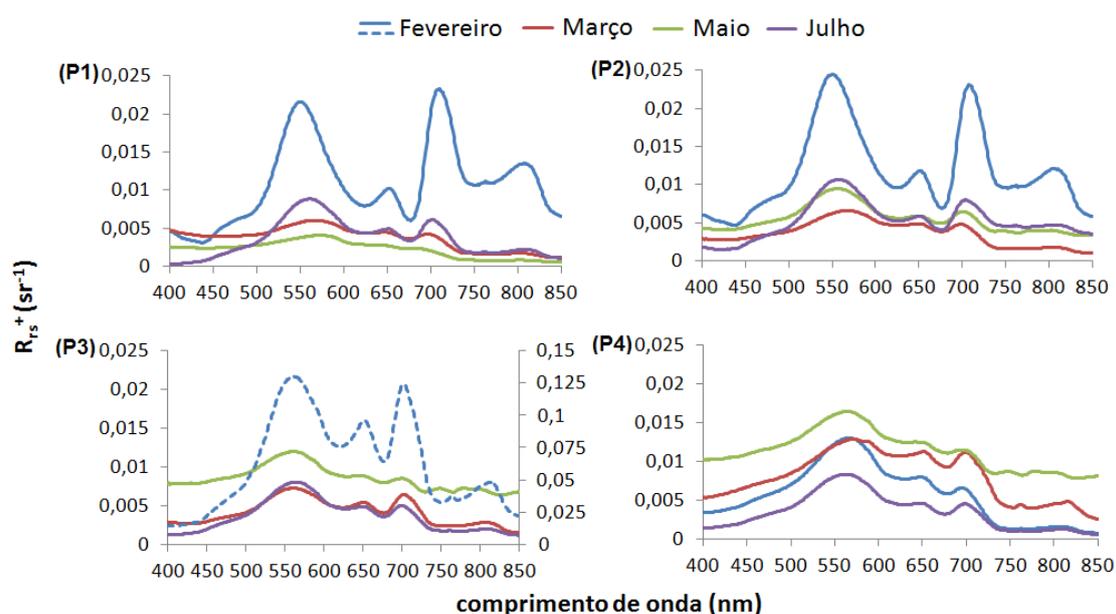


Figura 5.7 - Reflectância de sensoriamento remoto na superfície da água nas estações. Na estação P3 os valores do espectro da linha contínua são referentes ao eixo da esquerda (escala ampliada para realçar as feições) e da linha pontilhada ao da direita.

Nota-se que a magnitude da reflectância bem como de suas feições espectrais foram diferentes ao longo das campanhas em cada estação, respondendo a dinâmica de composição das massas de água do reservatório no período amostrado.

Observou-se uma feição de absorção pela chl-*a* na região do azul, próximo a 440 nm em algumas estações. Isso acontece porque nelas a alta concentração de chl-*a* (estação P1 e P2 do mês de fevereiro) sobrepõe-se à absorção causada pela matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM) na região do azul. Verificou-se também nas estações amostrais ao longo dos meses das campanhas um pico de máxima reflectância na região

do verde, em torno de 550 nm, uma forte feição de absorção pela chl-*a* na região do vermelho que varia de 676 a 679 nm, um aumento da reflectância em torno de 650 nm, e um pico de máxima reflectância entre 694 a 711 nm, que pode ser associado ao espalhamento provocado pela forma das células e à presença de material em suspensão. Vale ressaltar também que em alguns meses, na região de 750 e 850 nm, houve baixa reflectância em decorrência da forte absorção pela água pura. Além disso, notou-se um pico menor de reflectância próximo a 810 nm, associado ao retroespalhamento por partículas em suspensão associado a um pequeno decréscimo na absorção da água entre os picos de absorção da terceira (~960 nm) e quarta harmônica (~745 nm) da vibração fundamental em 3µm da água líquida (KIRK, 2011; RUNDQUIST et al., 1995).

Embora a concentração de chl-*a* e MST na estação P3 em fevereiro seja bem menor que nas estações P1 e P2, seu espectro de reflectância possui valores bem mais elevados, sendo o seu pico de reflectância em 550 nm (~0,125 sr⁻¹) da ordem de 5 vezes maior que o pico (entre 0,02 e 0,025 sr⁻¹) dessas duas estações. Esse comportamento anômalo sugere a influência significativa do efeito *sun glint* nas medidas superficiais da estação P3, associado ao estado da interface água/água observado em campo devido à fraca atuação de ventos.

Analisando espacialmente a reflectância de sensoriamento remoto, percebe-se que a forma e a magnitude das curvas diferem em cada mês ao longo das estações. Isso acontece devido as diferentes concentrações de COAs presentes no meio, como por exemplo, no mês de fevereiro o formato da curva sugere que a concentração de clorofila é alta (Tabela 5.1) e que o fito se encontra posicionado em subsuperfície em maior concentração, com perfil de distribuição típico de ambientes mais eutróficos.

A variação da composição espectral do campo de luz subaquático ao longo do tempo pode ser avaliada a partir da reflectância de sensoriamento remoto (R_{rs}) estimada na profundidade de 1 metro (Figura 5.8). Essa R_{rs} pode ser usada como um proxy da disponibilidade de luz a um metro, pois é a razão entre a radiância que deixa a camada em um metro pela irradiância que chega nessa profundidade, sendo que o que chegou

em um metro foi a luz que sobrou do que foi absorvido e a que somou pelo que foi espalhado difusamente na coluna d'água pelos COAs. Notou-se que tanto na estação P4 do mês de março na região do azul quanto a partir de 730 nm em algumas estações houve a ocorrência de ruído, causado por erro de medição devido à degradação do sinal pela menor disponibilidade de luz. Vale ressaltar também que o máximo da reflectância ($0,012 \text{ sr}^{-1}$) em um metro é aproximadamente a metade do máximo da reflectância ($0,025 \text{ sr}^{-1}$) medida em superfície.

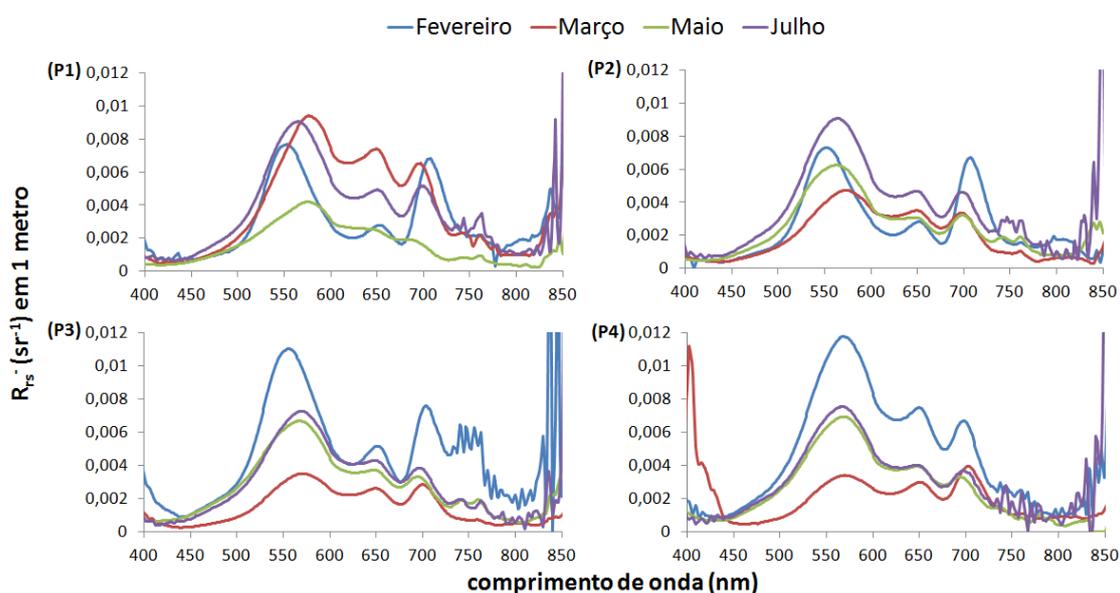


Figura 5.8 - Reflectância de sensoriamento remoto temporal em 1 metro nas estações.

O comportamento desses espectros foi bem parecido, sendo que na maioria dos meses os espectros possuíam feições semelhantes, variando apenas em magnitude. Notou-se que nesta profundidade, em todas as estações, a coluna d'água removeu praticamente toda a luz azul, evidenciando assim que o CDOM controla a absorção na região do azul ao longo dos meses das campanhas em todas as estações. Entretanto pode-se observar um pico de reflectância na região do verde e duas feições de absorção em torno de 620 e 676 nm, tendo assim maior disponibilidade de luz nessas duas regiões do espectro.

Esses resultados são distintos dos observados por Costa et al. (2013) estudando o campo de luz de rios da Amazônia. Segundo os autores, tanto a atenuação da luz, quanto a

qualidade e quantidade de luz variaram significativamente entre os períodos de amostragem e entre os diferentes rios. Essa diferença de comportamento entre a barragem de Ibitinga e os rios da bacia Amazônica é esperada visto que no estudo destes autores existem três tipos básicos de água segundo Sioli (1984) e a proporção com que ocorrem na natureza é afetada pelo pulso de inundação. O reservatório de Ibitinga é formado majoritariamente pela água do Rio Tietê, que recebe a montante a carga orgânica de uma região densamente povoada e que é responsável pela onipresença do CDOM.

Os espectros medidos na estação P1, nos meses de fevereiro, março e julho possuíram feições praticamente semelhantes. Nessa estação, o mês de março foi o que apresentou a maior disponibilidade de luz vermelha, seguido pelos meses de fevereiro e julho. Isso aconteceu, pois essa estação no mês de março teve os menores valores de MST e chl-*a* em relação aos demais meses. As feições do espectro em maio foram as mais tênues e estiveram relacionadas à menor concentração de chl-*a* da série. Mesmo a estação P1 tendo, em fevereiro, concentração de chl-*a* aproximadamente 46 vezes maior que em maio, concentração de MST quase 39 vezes maior e um $^w K_{d(av)}$ PAR aproximadamente 3 vezes maior que deste mês, maio apresentou um espectro com magnitude semelhante a de fevereiro na região do vermelho, bem como feições em 620 e 676 nm com valores bem próximos. Um aspecto a ser considerado para explicar essa discrepância é que como na estação P1 em fevereiro houve maior quantidade de COAs na coluna d'água, em 1 metro não chega muita luz. Em maio, a água ficou mais transparente, tendo assim maior disponibilidade de luz em maiores profundidades. Como o que permanece como componente mais constante é o CDOM e sua absorção decai exponencialmente do azul para o vermelho, então sobra mais luz vermelha para ser "refletida" a partir de um metro.

Essa discrepância também pode ser associada ao processo de amostragem. A amostra coletada em maio neste ponto pode não ser representativa do meio, devido à presença de *patches* (aglomerados) de fitoplâncton mais dispersas no reservatório. Quando a medição dos dados espectro-radiométricos foi realizada, o resultado correspondeu à

medição das condições de um volume da camada d'água, enquanto que a coleta de água para análise foi pontual, podendo assim não representar, muitas vezes, as reais condições do ambiente. Além disso, a coleta de amostra foi realizada em sub-superfície e a medição dos dados radiométricos para o cálculo da R_{rs} foi a 1 metro, podendo também apresentar condições distintas em profundidades diferentes. É importante destacar que não foram utilizadas as medições em sub-superfície para o cálculo dessa propriedade ótica aparente, pois devido a oscilações do barco esse dado não foi tão preciso mesmo depois de toda a correção aplicada. Vale ressaltar também que no espectro de fevereiro o aumento da reflectância nos comprimentos de onda em torno de 680 a 700 nm pode ser devido ao espalhamento provocado pelas partículas em suspensão e pelas células fitoplantônicas.

Na estação P2, a reflectância na região do vermelho nos meses de março e maio bem como as feições em torno de 620 e 676 nm praticamente se sobrepuseram. Isto pode estar relacionado ao valor semelhante de concentração de chl-*a* nesses meses, e a possível presença da ficocianina (não determinada neste estudo). Isso também ocorreu nas estações P3 e P4 nos meses de maio e julho, sendo que neste caso a reflectância em 1 metro foi semelhante na região do verde e do vermelho, em que os espectros praticamente se sobrepuseram, uma vez que a atenuação em ambos os meses foi bem semelhante. Nessas estações, o mês de março possuiu a menor R_{rs} em profundidade, devido ao maior valor de ${}^wK_{d(av)}$ PAR em relação aos outros meses.

Além disso, verificou-se que em fevereiro ao longo das estações amostrais a reflectância de sensoriamento remoto em 1 metro na região do verde e vermelho aumentou de jusante para montante, pois tanto a concentração da chl-*a* quanto à de MST diminuíram nessa direção, enquanto que a concentração de carbono dissolvido e a absorção por CDOM em 440 nm permaneceram praticamente constantes.

Apesar das diferenças, no trabalho de Costa et al. (2013) houve também maior disponibilidade de luz verde e vermelha nos rios da Amazônia. Isso pode ser atribuído ao comportamento meio típico de ambientes com material intemperizado rico em

matéria orgânica e ferro, pois ambos absorvem radiação na região do azul (COURAULT; GIRARD, 1988; DEMATTÊ et al., 2003; MADEIRA NETTO et al., 1993; STONER et al., 1991).

5.4.2. ${}^wK_{d(av)}$ e relações

5.4.2.1. Variação espaço/temporal do ${}^wK_{d(av)}$

A Figura 5.9 mostra os gráficos de ${}^wK_{d(av)}(\lambda)$. Neles, pode-se analisar como o K_d se comportou ao longo do reservatório em cada uma das campanhas.

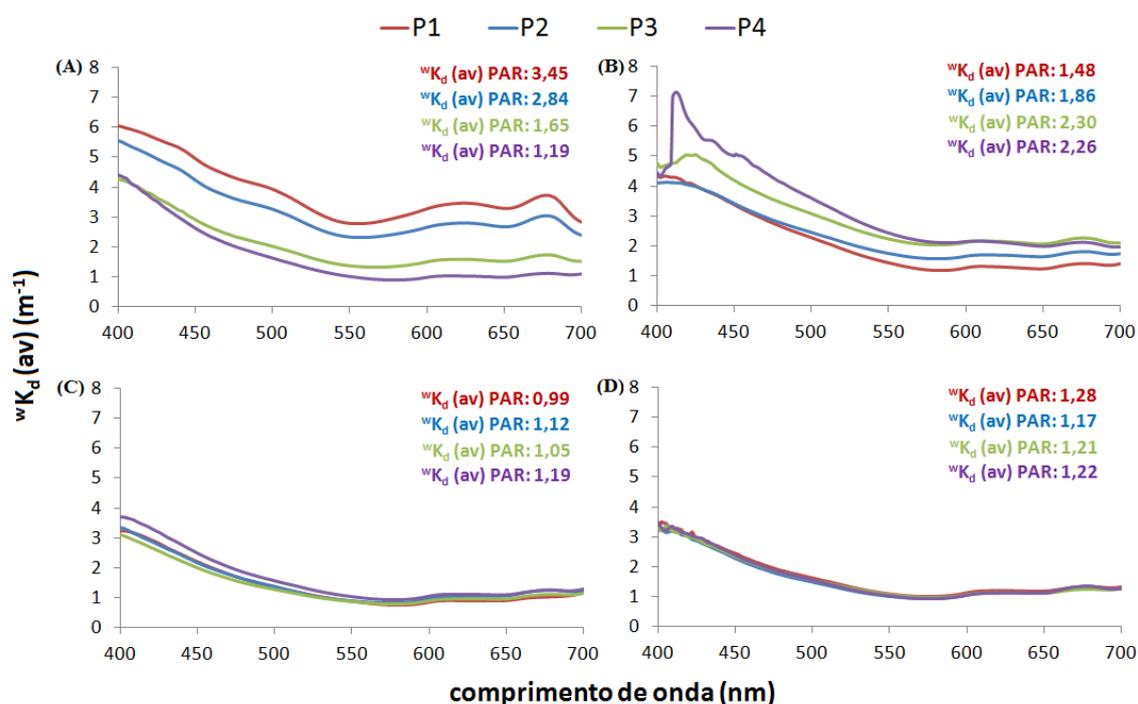


Figura 5.9 - Gráficos de ${}^wK_{d(av)}(\lambda)$ espacial dos meses (A) fevereiro, (B) março, (C) maio e (D) julho.

No mês de fevereiro, as estações P1 e P2 apresentaram comportamento espectral semelhante, caracterizado pela feição diagnóstica de absorção pela chl-*a* e valores de ${}^wK_{d(av)}(\lambda)$ quase duas vezes maiores que os das estações P3 e P4 (Figura 5.9 A). Além da diferença em magnitude da atenuação nas estações P3 e P4, localizadas na

confluência dos dois principais braços do reservatório, a forma do espectro de ${}^wK_{d(av)}(\lambda)$ é caracterizada por feições tênues de absorção pela chl-*a*. De fato, nessa época do ano há uma crescente redução da feição de absorção da chl-*a* entre a barragem (P1) e a foz do rio Jacaré-Pepira (P4). Esse comportamento está associado à maior concentração de chl-*a* nas estações P1 e P2 e sua redução em direção às estações P3 e P4, tendo como máximo o valor de 180,40 µg/L e mínimo 8,77 µg/L (Tabela 5.1).

A redução da magnitude da atenuação entre a barragem e a foz do rio Jacaré-Pepira no mês de fevereiro pode ser explicada pela concentração decrescente de material em suspensão nesta mesma direção, tendo como valor máximo 30,80 mg/L e mínimo 3,50 mg/L (Tabela 5.1). Vale ressaltar que o aumento da concentração de partículas em suspensão ocasiona um maior espalhamento da radiação incidente e, conseqüentemente, maiores valores de atenuação (BABIN et al., 2003; BRICAUD et al., 1998).

A redução do K_d nessa direção também pode estar associada ao aumento da vazão defluente dois dias antes da realização da campanha de campo. O aumento súbito da vazão tende a aumentar a turbulência da água, facilitando a mistura, o aumento da disponibilidade de nutrientes para o fitoplâncton e a resuspensão de material particulado (CALIJURI et al., 2002), favorecendo o aumento da biomassa após a estabilização do nível da água.

Ferreira (2014) estudando o Reservatório de Três Marias encontrou um cenário inverso ao do presente estudo, em que a água tendeu a ser mais transparente em direção à barragem. O autor associou este resultado à deposição dos sedimentos suspensos, à menor disponibilidade de nutrientes para o crescimento da biota aquática e à degradação do CDOM na região da barragem. Essas diferenças estão relacionadas às características dos reservatórios estudados, sendo que o reservatório de Três Marias tem um formato dendrítico, área alagada de aproximadamente 927,1 km², profundidade média em torno de 20 metros e encontra-se em uma região de topografia moderadamente dissecada. Já o reservatório de Ibitinga faz parte de um sistema em cascata no rio Tietê, com área

inundada de 114 km², profundidade média de 9 metros e esta localizado em uma região com relevo formado por colinas amplas e suaves.

Do mês de março ao mês de julho (Figura 5.9 B, C, D), notou-se que os espectros tenderam a ter feições de absorção de chl-*a* cada vez mais tênues. Observou-se também que os espectros das diferentes estações tenderam a ficar mais semelhantes em forma e em magnitude, indicando uma maior homogeneidade espacial na concentração de todos os constituintes, conforme pode ser observado na Tabela 5.1. É interessante observar que no mês de março (Figura 5.9 B) há uma inversão da magnitude da atenuação, em relação ao mês de fevereiro, entre as estações P1 e P2, próximas à barragem, e P3 e P4 na foz dos principais tributários do reservatório. O K_d das estações P3 e P4 foi aproximadamente 1,5 vezes maior que o das estações P1 e P2, principalmente na região do azul. Isso aconteceu devido as elevadas concentrações de chl-*a* nessas duas estações em relação às demais, a maior concentração de MST, principalmente sua fração orgânica, na estação P3 e a maior absorção pela matéria orgânica dissolvida na estação P4, expressa pelo elevado valor de CDOM, que é o maior da série (1,708 m⁻¹) (Tabela 5.2). Além disso, essas estações também possuíram os maiores valores de turbidez do mês de março (10,4 NTU para a estação P3 e 12 NTU para a estação P4). Como as estações P3 e P4 se encontram localizadas na foz dos rios Jacaré-Guaçu e Jacaré-Pepira, respectivamente, a elevada precipitação acumulada que ocorreu neste mês na região pode ter contribuído para os maiores valores de turbidez, concentração dos COAs citados e de absorção do CDOM, sendo maior assim os valores de K_d das estações P3 e P4 em relação às P1 e P2. Essa inversão no espectro também pode ser explicada pela vazão defluente mais elevada em relação àquelas das demais campanhas. Três dias antes da coleta de março houve um aumento súbito da vazão defluente de 300 m³/s para 500 m³/s (Figura 5.3 B), sendo que esse aumento de vazão tem um impacto muito maior nas estações mais próximas à barragem. Em maio, o comportamento do ${}^wK_{d(av)}(\lambda)$ em todas as estações apresentou diferenças mínimas entre si, e no mês de julho, eles praticamente se sobrepuseram. Isso aconteceu porque as concentrações de chl-*a* e de material em suspensão tenderam a diminuir, embora a amplitude da absorção pelo CDOM se manteve relativamente uniforme entre as estações e ao longo do tempo.

O efeito da sazonalidade no ${}^wK_{d(av)}(\lambda)$ das diferentes estações amostrais pode ser observado na Figura 5.10.

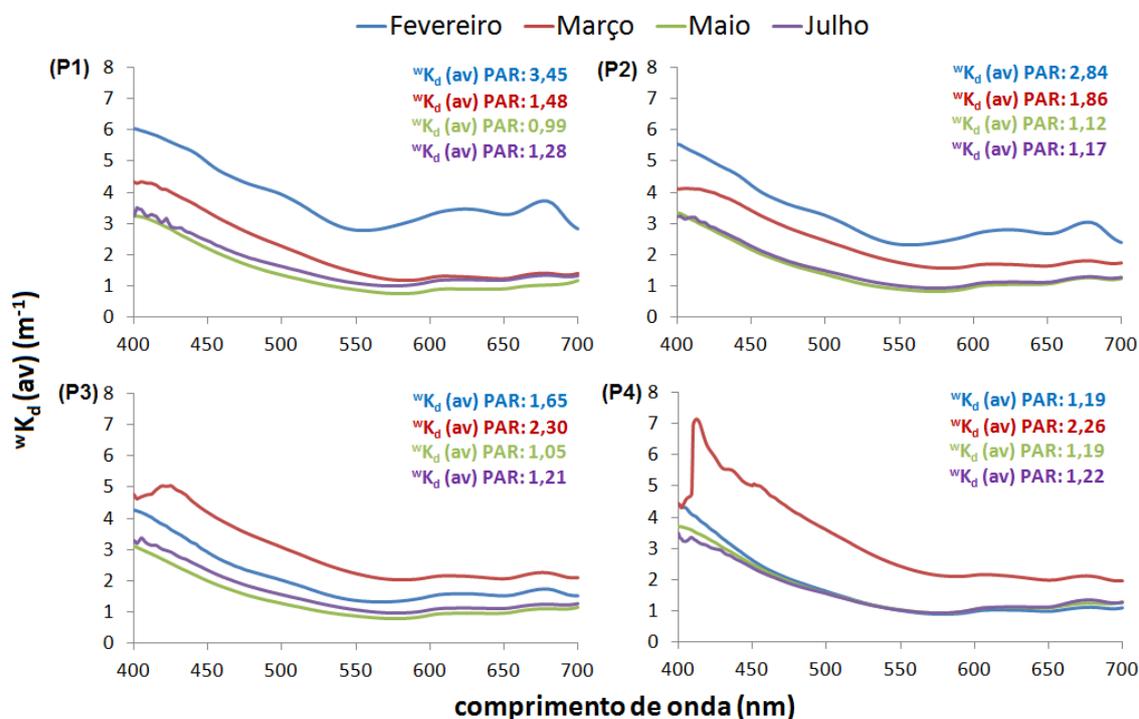


Figura 5.10 - Espectros dos ${}^wK_{d(av)}(\lambda)$ temporal das estações.

Observou-se na estação P1 (barragem) que fevereiro teve um comportamento bastante distinto do observado nos meses subsequentes. Já em março, nessa mesma estação, houve uma intensa redução do ${}^wK_{d(av)}(\lambda)$ em todos os comprimentos de onda devido a uma considerável redução das concentrações de chl-*a* e MST de fevereiro para março (chl-*a* reduziu de 172,56 $\mu g/L$ para 15,77 $\mu g/L$ e MST de 30,80 mg/L para 3,40 mg/L). Em maio e julho os espectros indicaram uma redução significativa de feições de absorção, em resposta a menor concentração dos COAs (Tabela 5.1). Na estação P2, o espectro de K_d do mês de fevereiro ainda possuiu maior magnitude em relação aos espectros dos outros meses por continuar a ter os maiores valores de turbidez e concentrações de chl-*a* e MST. De março para maio, os espectros de K_d foram bastante semelhantes, variando apenas a magnitude, que se reduziu no período. Houve também a redução da magnitude das feições de absorção pela chl-*a* e a forma do espectro se

tornou sem feições espectrais notáveis. A partir de 550 nm, o K_d tornou-se pouco dependente do comprimento de onda. Vale ressaltar que na estação P2 os espectros de maio e julho praticamente se sobrepuseram, indicando que a atenuação nesses dois meses para esta estação foi praticamente a mesma. Além disso, comparando-se as estações P3 e P4 o padrão dos espectros somente foi semelhante no mês de março, possuindo os maiores valores em relação aos outros meses. Na estação P4, com exceção da região no início do azul, o K_d foi praticamente o mesmo para os meses de fevereiro, maio e julho, sinalizando uma homogeneidade da composição da água ao longo do tempo nesta estação amostral.

A variação espacial e sazonal dos valores de ${}^wK_{d(av)}(PAR)$ também é apresentada nas Figuras 5.9 e 5.10. O maior e o menor valor ocorreram para a estação P1, sendo este correspondente ao mês de maio ($0,99 \text{ m}^{-1}$) e aquele ao mês de fevereiro ($3,45 \text{ m}^{-1}$). A faixa obtida neste estudo foi próxima a encontrada por Barbosa et al. (2014) no reservatório tropical de Tucuruí, Pará - Brasil, variando entre $0,49$ e $4,03 \text{ m}^{-1}$. Já Ferreira (2014) obteve para o reservatório de Três Marias valores mínimo e máximo de ${}^wK_{d(av)}(PAR)$ menores que do presente estudo, variando entre $0,35$ e $2,09 \text{ m}^{-1}$.

A amplitude de variação do ${}^wK_{d(av)}(\lambda)$ em cada estação ao longo das campanhas, estimado pela diferença entre o espectro de K_d máximo pelo espectro de K_d mínimo, é apresentado na Figura 5.11. Pode-se observar que as estações P1 e P2, mais próximas da barragem, apresentaram não só maior amplitude de variação, ao longo do tempo, mas também feições diagnósticas de absorção de chl-*a* mais bem definidas. Estes resultados estão consistentes com as concentrações de clorofila-*a* determinadas nas campanhas, dado que as estações P1 e P2 foram as que apresentaram maiores concentrações (Na P1 a concentração de chl-*a* variou de $172,56 \mu\text{g/L}$ a $3,52 \mu\text{g/L}$ e na P2 de $180,40 \mu\text{g/L}$ a $17,29 \mu\text{g/L}$). As estações P3 e P4 apresentaram menor variação de amplitude e feições quase imperceptíveis. A Figura 5.11 também mostra que a variação de amplitude decresce e feições de absorção de chl-*a* tornam-se mais suaves em direção à montante do reservatório, ou seja, da barragem à foz do rio Jacaré-Pepira.

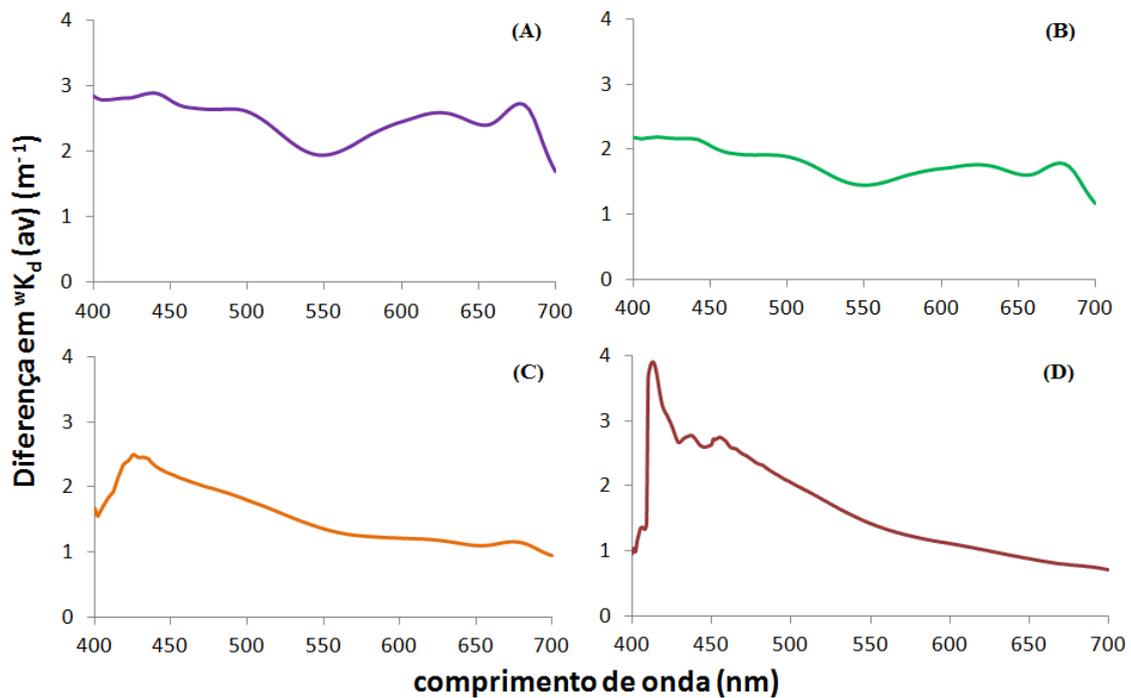


Figura 5.11 - Amplitude de variação do ${}^wK_{d(av)}$, determinado a partir dos valores máximos e mínimos de cada estação amostral, ao longo das campanhas. (A) P1 – amplitude (fevereiro - maio), (B) P2 – amplitude (fevereiro - maio), (C) P3 – amplitude (março - maio) e (D) P4 – amplitude (março - julho).

A Figura 5.12, por sua vez, mostra a amplitude de variação do ${}^wK_{d(av)}(\lambda)$ ao longo do reservatório em cada campanha. No decorrer dos meses a amplitude diminuiu consideravelmente indicando que a atenuação da luz tornou-se homogênea entre as estações amostrais, principalmente nos meses de maio e julho. O comportamento do K_d sugere que a região próxima à barragem esteve sujeita a maior variabilidade nas propriedades óticas ligados a fatores hidrodinâmicos. Esta região pode ter sofrido impacto imediato da operação da barragem, pela flutuação da vazão turbinada ou vertida (CALIJURI et al., 2002).

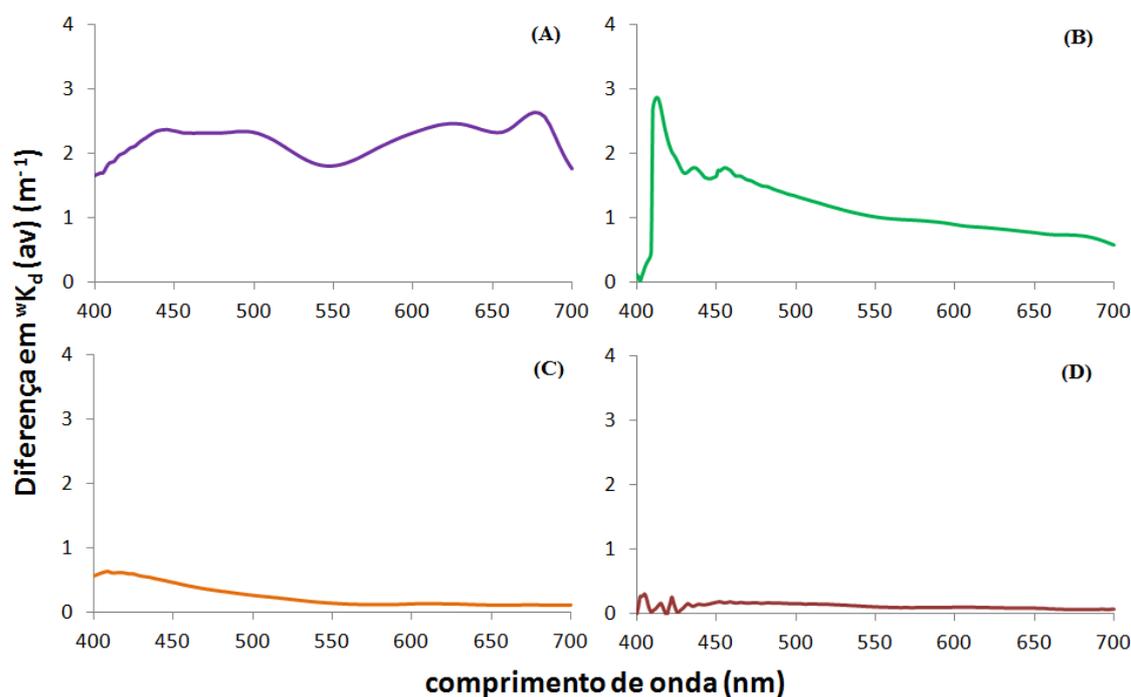


Figura 5.12 – Amplitude espacial entre as estações amostrais com valores máximos e mínimos de ${}^wK_{d(av)}$ ao longo dos meses das campanhas. (A) Fevereiro – amplitude entre as estações (P1 - P4), (B) Março – amplitude entre as estações (P4 - P1), (C) Maio – amplitude entre as estações (P4 - P3) e (D) Julho – amplitude entre as estações (P1 - P2).

A análise dos dados de vazão mostra que imediatamente antes das campanhas de campo de fevereiro e março, houve um aumento de $200 \text{ m}^3/\text{s}$ na vazão defluente, o que levou à redução do tempo de residência da água. Vale salientar também que a barragem, por ser uma área mais extensa e mais profunda, é mais susceptível à variação na intensidade dos ventos, tendo uma intensidade média de $3,0 \text{ m/s}$, com desvio padrão de aproximadamente $2,83$. Nas outras estações, esta variação foi menor, com intensidade média mínima de $0,81 \text{ m/s}$ e desvio padrão de $1,40$, por se tratar de regiões mais abrigadas e mais rasas. Outro fator que pode ser levado em consideração é a mistura térmica da coluna d'água (LEWIS, 1996) em resposta à intensidade do vento, inversão do fluxo de calor e mudança sazonal da irradiância. Assim sendo, de fevereiro a julho a camada de mistura pode ter ficado mais bem definida, o que tornou o reservatório mais homogêneo. Como no período também a vazão defluente se manteve constante, foram

criadas as condições para que o reservatório se torne um sistema opticamente mais homogêneo.

Os espectros de K_d ponderado espacial para a faixa de comprimento de onda de 500 à 700 nm são mostrados na Figura 5.13. A ampliação da escala permite observar que as feições de absorção da chl-*a* realmente se tornaram mais tênues ao longo do tempo, principalmente de março a julho, respondendo à redução da concentração média de chl-*a* de 27,20 $\mu\text{g/L}$ à 11,46 $\mu\text{g/L}$ entre março e maio e a significativa redução da irradiância em julho. Além disso, a amplitude média dos espectros de K_d das estações diminuiu, variando de 1,1 m^{-1} em fevereiro e tendendo a zero em direção a julho (0,06 m^{-1}).

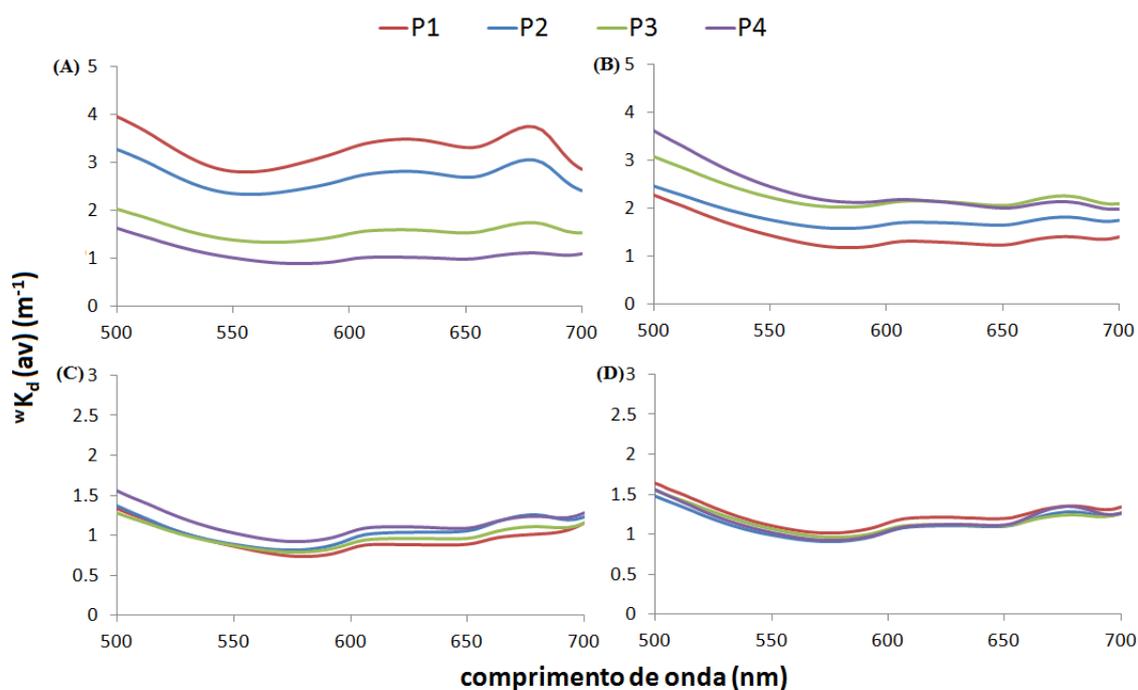


Figura 5.13 - Espectros de wK_d (av) espacial para a faixa de comprimento de onda de 500 à 700 nm nos meses de (A) fevereiro, (B) março, (C) maio e (D) julho.

Observou-se que em julho as feições de absorção por chl-*a* se mantiveram praticamente constantes no espectro do K_d em relação a maio, mesmo possuindo uma concentração média de chl-*a* duas vezes maior. Isso pode ser explicado pela foto-aclimatação em decorrência da menor irradiância solar no mês de julho (623,5 W/m^2) em relação à de

maio ($870,6 \text{ W/m}^2$), tendo em vista os resultados de Deblois et al. 2013. Em condições de luz limitada, o fitoplâncton ajusta seus constituintes celulares para aumentar a eficiência de absorção da luz; no caso haveria um aumento no teor de pigmentos fotossintéticos e acessórios aumentando assim o número de fotossistemas e o tamanho dos complexos de captação de luz na célula. Esse processo pode ter causado a constância das feições de chl-*a* no mês de julho em relação a maio, pois o aumento do teor de pigmentos acessórios pode ter sido maior que o da chl-*a*, atenuando a feição de absorção pela chl-*a*.

Além disso, houve uma diferença na hidrodinâmica nesses dois meses. Na data da campanha de campo, em maio, a vazão turbinada ($237,4 \text{ m}^3/\text{s}$) foi maior que a vertida ($63,0 \text{ m}^3/\text{s}$), indicando assim a remoção da água do fundo do reservatório, o que levou a uma maior mistura da coluna d'água e, conseqüentemente, a formação de um sistema mais turbulento. Calijuri et al. (2002), em uma pesquisa realizada no reservatório tropical de Barra Bonita/SP, relataram que a vazão turbinada e vertida atuam separadamente sobre o volume armazenado. Enquanto que a vazão vertida remove o excesso de volume da superfície, a turbinada causa a saída de águas profundas do reservatório, que são densas e ricas em nutrientes, alterando as condições de mistura. No presente trabalho como a vazão turbinada foi maior, ela pode ter favorecido uma distribuição mais homogênea do fitoplâncton ao longo da coluna d'água, fazendo com que as medidas de sub-superfície fossem mais representativas, tornando a atenuação da luz mais constante ao longo do perfil. Em julho este cenário foi inverso, tendo uma variabilidade menor da vazão defluente e, conseqüentemente, um sistema mais estável. Assim a distribuição de chl-*a* na coluna d'água tenderia a ser menos homogênea, sendo sua concentração mais representativa da sub-superfície. Diante disso, como o ${}^wK_{d(av)}(\lambda)$ é calculado para toda a coluna d'água, a atenuação na coluna d'água em julho foi menor do que o esperado pela concentração de chl-*a* em sub-superfície.

5.4.2.2. Relação entre o ${}^wK_{d(av)}$ PAR e os COAs

A Figura 5.14 mostra os diagramas de dispersão entre o ${}^wK_{d(av)}$ PAR e as concentrações de MST para todos os meses amostrados. Apesar do número limitado de observações (4), os diagramas sugerem que o ${}^wK_{d(av)}$ PAR esteve fortemente relacionado ao MST nos meses de fevereiro e julho, pois esses meses possuíram os maiores valores totais de concentrações de MST, com maior contribuição da estação P1. Em fevereiro, os valores de ${}^wK_{d(av)}$ PAR aumentaram com a concentração de MST, de montante para jusante, e em julho ambos possuíram uma variação pequena. Nos meses de março e maio, entretanto, a distribuição das estações foi mais dispersa indicando que outros fatores, além do MST, podem ter influenciado o ${}^wK_{d(av)}$ PAR. Vale ressaltar também que em março as estações P2 e P4 possuíram diferentes valores de ${}^wK_{d(av)}$ PAR para praticamente a mesma concentração de MST, indicando que ele não foi o COA que controlou a disponibilidade de luz na coluna d'água. Esse comportamento deve-se aos maiores valores de CDOM medidos na foz do rio Jacaré-Pepira (P4).

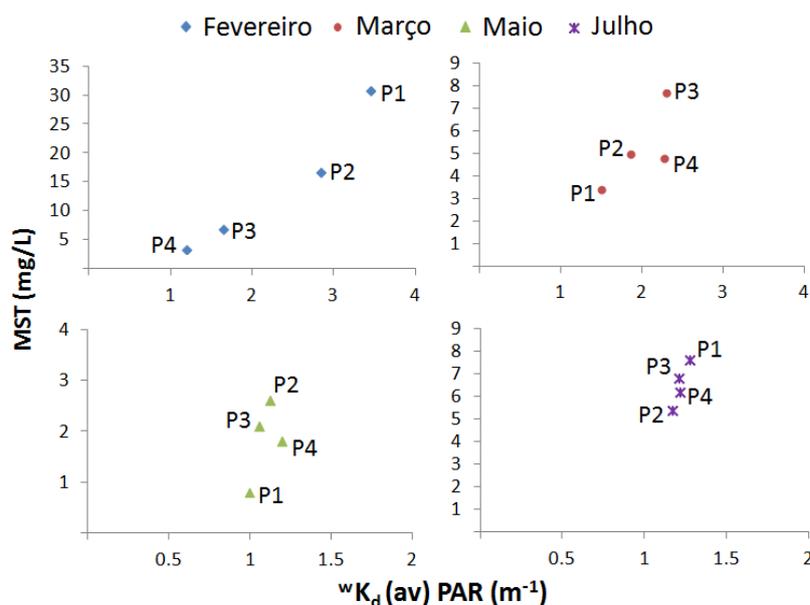


Figura 5.14 - Scatterplot de ${}^wK_{d(av)}$ PAR versus MST para os meses de fevereiro, março, maio e julho.

Em relação à concentração de chl-*a*, os diagramas de dispersão entre ${}^wK_{d(av)}$ em 676 nm e as concentrações de chl-*a* em todos os meses amostrados (Figura 5.15) sugerem que em fevereiro a concentração esteve mais relacionada ao ${}^wK_{d(av)}$, seguido do mês de março, e que esta relação decresceu até ser praticamente inexistente em julho. Nota-se que a partir de março a amplitude de variação do ${}^wK_{d(av)}$ em 676 nm começou a não acompanhar a amplitude de variação da concentração da chl-*a*. O mês de fevereiro possuiu a maior concentração de chl-*a* em relação aos outros meses, tendo as estações P1 e P2 as maiores concentrações. Além disso, percebe-se que embora a estação P2 em fevereiro tenha um valor um pouco maior de concentração de chl-*a* que a estação P1, esta teve um valor de ${}^wK_{d(av)}$ maior que aquela. Isso pode ser explicado pelo fato de que a estação P1 apresentou uma concentração da fração orgânica do MST quase duas vezes maior que a de P2, tendo assim uma maior influência na atenuação da água.

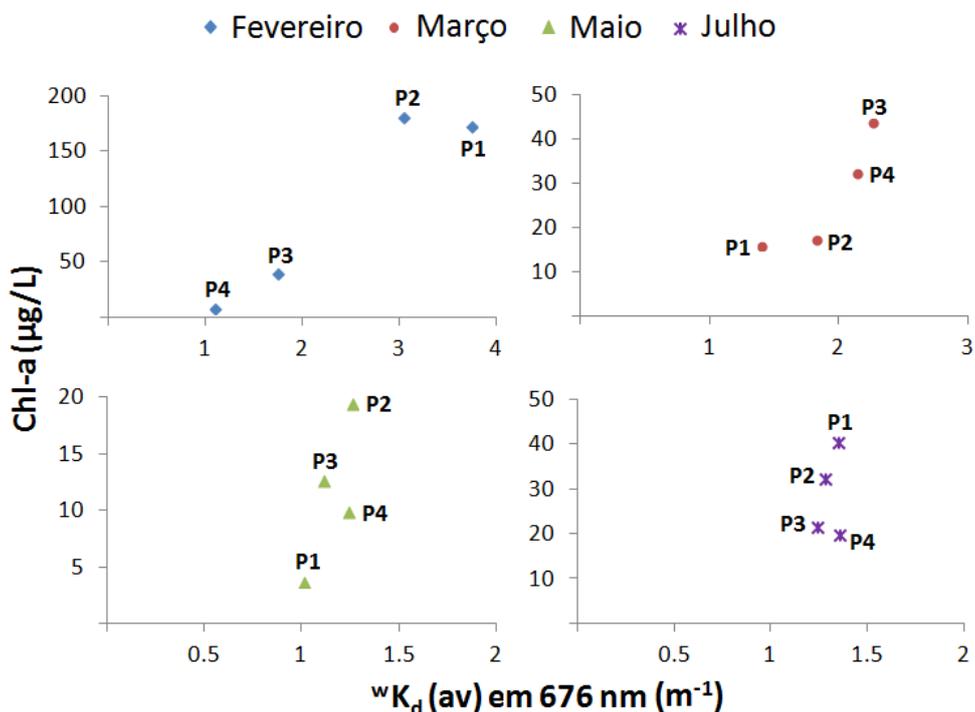


Figura 5.15 - Scatterplot de ${}^wK_{d(av)}$ PAR versus chl-*a* para os meses de fevereiro, março, maio e julho.

A Figura 5.16 mostra a dispersão entre o ${}^wK_{d(av)}$ em 440 nm e o coeficiente de absorção do CDOM₄₄₀. Os gráficos de dispersão sugerem que nos meses de março e maio a variação do K_d esteve mais associada a do CDOM, enquanto que em fevereiro e julho, essa relação praticamente inexistiu. Em março, na estação P4 houve uma grande influência do CDOM, sendo que o fator que pode ter favorecido esse resultado foi a contribuição do rio Jacaré-Pepira associada à elevada precipitação acumulada ocorrida nesse mês. Além disso, nos outros pontos o K_d parece não ter sido influenciado pela variação do CDOM, mas sim pela maior concentração de chl-*a*, pois permaneceu praticamente constante. Já em maio, a variação da magnitude da absorção do CDOM e do ${}^wK_{d(av)}$ em 440 nm foi proporcional, resultando em uma maior relação entre as variáveis. No mês de fevereiro, nota-se que houve uma grande variação do ${}^wK_{d(av)}$ independente da absorção pela matéria orgânica dissolvida colorida. Em julho, os valores das relações entre o ${}^wK_{d(av)}$ e o CDOM das diferentes estações amostrais foram praticamente iguais, não identificando assim uma relação entre esses parâmetros.

Em um trabalho realizado em 7 rios da Amazônia nos anos de 2005 e 2006, Costa et al. (2013) relatam que os valores medidos de a -CDOM₍₄₄₀₎ variaram ao longo dos diferentes rios sazonalmente, sendo observado faixas que variaram de 1,6 a 10,7 e 1,5 a 10,3 m⁻¹ em 2005 e 2006, respectivamente. Os autores mostram que os maiores valores de a -CDOM₍₄₄₀₎ foram medidos no rio Negro e no rio Amazonas, sendo este depois da confluência entre os rios Negro e Solimões, e os menores valores foram obtidos nos rios Trombetas e Tapajós.

Nota-se também na Figura 5.16 que a absorção por CDOM no reservatório de Ibatinga foi constante ao longo das estações amostrais em cada mês e sua variação ficou em torno de 1 m⁻¹. Assim, a atenuação variou, para mais ou para menos, de acordo com a concentração dos outros COAs presentes na água.

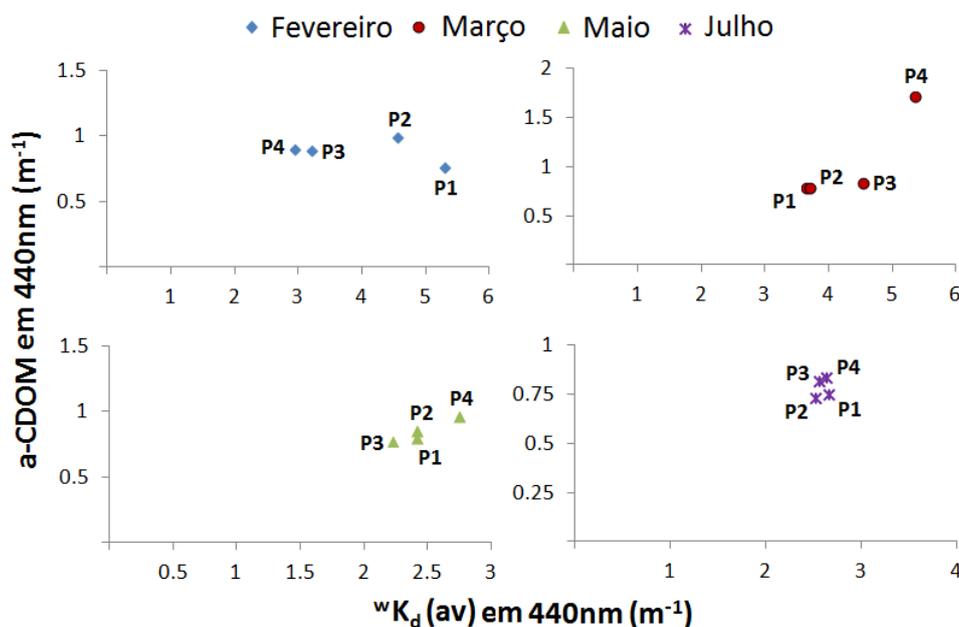


Figura 5.16 – Scatterplot espacial do ^wK_d(av) versus coeficiente de absorção do CDOM (a-CDOM), ambos em 440 nm, dos meses de (A) fevereiro, (B) março, (C) maio e (D) julho.

Essas relações entre os COAs e o K_d também foram realizadas por Ferreira (2014), sendo que em seu trabalho houve baixa relação entre ^wK_d(av) PAR e as concentrações de chl-*a* e carbono orgânico dissolvido, além de nenhuma relação com a concentração do material em suspensão inorgânico. Apesar da fraca relação entre os parâmetros, os resultados deste autor apontam que a variabilidade de ^wK_d(av) PAR é dominada primeiramente pelo CDOM e em seguida pelo fitoplâncton. No reservatório de Ibitinga, a variabilidade desse coeficiente foi influenciada principalmente pela presença de fitoplâncton e CDOM. A pequena participação do MST no ^wK_d(av) PAR é esperada, principalmente em um ano de baixas precipitações, pois em sistemas de cascata o material particulado em suspensão acaba sendo depositado, provocando uma gradativa redução dessas partículas nos reservatórios a jusante.

5.4.3. Zona Eufótica

A variação do limite da zona eufótica no reservatório em todas as campanhas de campo ao longo das estações amostrais é mostrada na Figura 5.17.

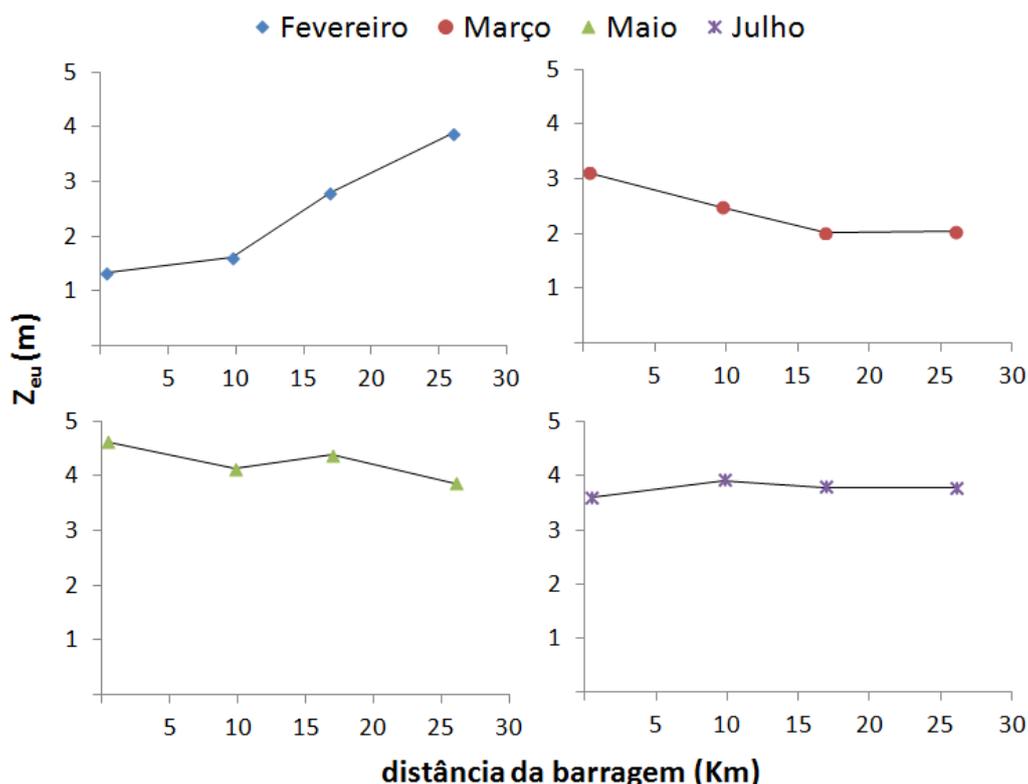


Figura 5.17 - Profundidade da zona eufótica em relação à distância da barragem em todos os meses.

A estação P1, nos meses de fevereiro e maio, foi a que teve o menor e o maior valor de profundidade da zona eufótica, com 1,33 metros e 4,62 metros respectivamente. Esse intervalo de valores foi menor que o obtido por Ferreira (2014) ao longo do reservatório de Três Marias, com mínimo de 2,2 metros e máximo de 13,1 metros.

Nota-se que fevereiro foi o mês que apresentou as menores profundidades de Z_{eu} nas estações P1 e P2, fato associado às maiores concentrações de chl-*a* e de MST. Nas estações P3 e P4, março foi o mês com os menores valores de profundidade, sendo que a estação P3 foi influenciada pelas maiores concentrações de chl-*a* e MST e na estação

P4 houve elevada influência do CDOM. Percebe-se na estação P4 que a profundidade da zona eufótica foi praticamente a mesma para os meses de fevereiro, maio e julho, pois as concentrações dos COAs não variaram muito, tendo assim valores de ${}^wK_{d(av)}$ PAR bem próximos.

Analisando a profundidade da zona eufótica ao longo do espaço, observa-se que no mês de fevereiro ela aumentou da barragem em direção à foz do rio Jacaré-Pepira, ou seja, a água tendeu a se tornar mais transparente de jusante para montante. Isso acontece, pois nessa direção a concentração de chl-*a* e de MST diminuem, e conseqüentemente os valores de ${}^wK_{d(av)}$ PAR. Em março, esse cenário foi inverso, observando-se o maior valor em P1, devido a menores concentrações de chl-*a* e MST em relação às outras estações; e diminuiu em direção à estação P4, sendo que em P3 e P4 a profundidade foi praticamente a mesma, pelos mesmos motivos citados no parágrafo acima. No mês de maio e julho a profundidade da zona eufótica não variou muito entre as estações, pois em cada um desses meses a variação dos COAs foi pequena.

Além disso, a profundidade da zona eufótica e do disco de Secchi são medidas da transparência do corpo d'água, sendo que ambas se encontram fortemente relacionadas ($R^2 = 0,9059$) no gráfico da Figura 5.18.

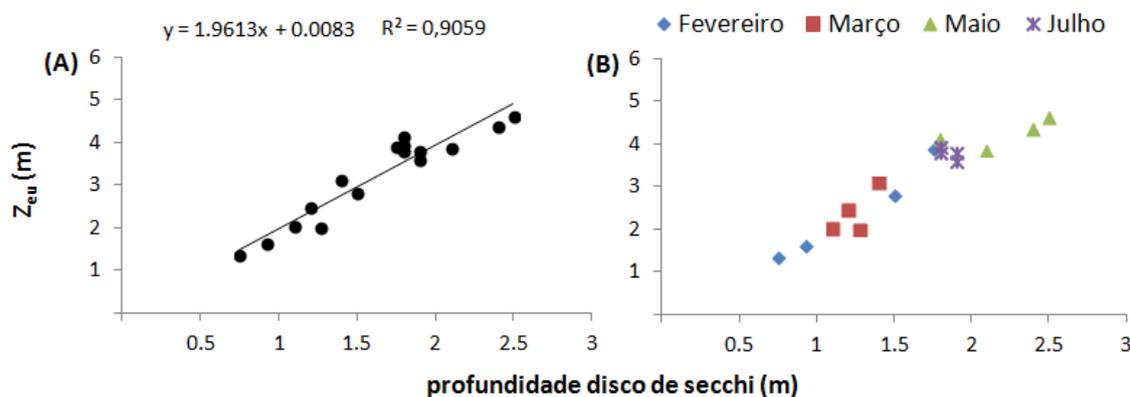


Figura 5.18 - Relação entre a profundidade da zona eufótica e do disco de Secchi (A) das estações em todas as campanhas de campo (B).

5.4.4. Comprimento de onda de maior penetração

O comprimento de onda de maior penetração foi determinado analisando em que comprimento de onda a quantidade de irradiância descendente na profundidade da zona eufótica era máxima. Pela análise dos espectros, notou-se que na maioria das estações, em todas as datas, a maior irradiância descendente medida no limite da zona eufótica foi a da região do verde, variando na faixa de 555 à 582 nm. A única exceção foi a estação P4 em março, em que a máxima irradiância descendente foi na região do vermelho, no comprimento de onda de 653 nm, o que pode estar relacionado ao maior coeficiente de absorção por CDOM ($1,708 \text{ m}^{-1}$) nessa estação em relação às demais. Como a absorção por CDOM diminui exponencialmente do azul para o vermelho, nessa região é onde torna-se mais disponível a energia para a fotossíntese.

Os resultados do presente estudo foram bem diferentes dos obtidos por Costa et al. (2013), em que quase todos os rios da Amazônia estudados em 2005 tiveram o comprimento de onda de maior penetração somente na região do vermelho, variando na faixa de 680 a 690 nm. O único rio com irradiância descendente no limite da zona eufótica na região do vermelho (640 nm) e do verde (575 nm) foi o Tapajós. No ano de 2006, apenas os rios Solimões e Amazonas tiveram o comprimento de onda de maior penetração somente na região do vermelho (690 e 695 nm). Já os rios Tapajós, Trombetas e Uatumã além de terem dois picos de irradiância descendente no limite da zona eufótica na região do vermelho (faixa entre 640 e 695 nm) também tiveram um pico na região do verde (580 e 585 nm).

Segundo Kirk (2011), em águas interiores a região do azul é geralmente mais fortemente atenuada por conta dos elevados níveis de substâncias amarelas (CDOM). A região do verde é geralmente a faixa de maior penetração nesse tipo de ambiente aquático, seguido do vermelho. Entretanto, quando a concentração das substâncias amarelas é elevada, a luz vermelha pode penetrar tanto quanto a luz verde, e em águas muito amarelas a luz vermelha penetra mais que todas as outras.

5.5. Propriedades Óticas Inerentes

Os gráficos do coeficiente de absorção, atenuação, espalhamento e retroespalhamento, ao longo do tempo e do espaço, estão presentes no Apêndice A. Os dados provenientes do ACS foram analisados nos comprimentos de onda de 410, 555 e 676 nm, já os dados do *Hydroscat* foram analisados nos comprimentos de onda fornecidos pelo próprio equipamento (420, 442, 470, 510, 590 e 700 nm).

5.5.1. Coeficiente de absorção, espalhamento e atenuação

Os perfis do coeficiente de absorção temporal possuíram um padrão semelhante em quase todas as estações, caracterizado pela diminuição da absorção com o aumento do comprimento de onda até convergir para um mesmo valor em 676 nm. A exceção a esse padrão foi o mês de fevereiro nas estações P1, P2 e P3, que mesmo com o aumento do comprimento de onda continuaram tendo um valor mais elevado de absorção até aproximadamente 3 metros. Observou-se que em 676 nm, nessa profundidade, a absorção nas estações P1 e P2 foi em torno de 1 m^{-1} maior que nos outros meses. A explicação para isso é que nessas estações as concentrações de chl-*a* foram as maiores do período analisado, atingindo respectivamente $172,6 \text{ } \mu\text{g/L}$ e $180,4 \text{ } \mu\text{g/L}$, e a fração orgânica do MST foi bem maior em relação aos outros meses. Além disso, vale ressaltar que na estação P4, no mês de março, no comprimento de onda de 410 nm houve uma redução brusca dos valores de absorção, indo de aproximadamente $6,5 \text{ m}^{-1}$ à 4 m^{-1} em menos de 1 metro. O fator que mais pode ter influenciado esta redução foi o elevado coeficiente de absorção por CDOM ($1,708 \text{ m}^{-1}$) desta estação. Nota-se também que os valores de absorção dos meses de maio e julho praticamente foram constantes ao longo da coluna d'água em todos os comprimentos de onda analisados, mesmo julho tendo valores de concentração de chl-*a* maiores que maio. Isso pode ser explicado pelas mesmas razões atribuídas ao comportamento do K_d nesses meses (Figura 5.13).

O padrão do coeficiente de absorção espacial foi parecido com o temporal, sendo que conforme aumentou o comprimento de onda, as estações tenderam a ter os mesmos

valores de absorção, com exceção das estações P1 e P2 no mês de fevereiro como descrito anteriormente. O gráfico do mês de março comprova que a elevada absorção em menos de 1 metro na estação P4, no comprimento de onda de 410 nm, ocorreu devido ao CDOM, uma vez que nos outros comprimentos de onda dessa estação houve baixa absorção. Tanto no mês de maio quanto no de julho os valores de absorção na coluna d'água em todos os comprimentos de onda analisados foram praticamente os mesmos, pois em cada mês os COAs possuíram pouca variação entre as estações. Assim, nota-se que nesses meses o reservatório se encontrava mais homogêneo, o que pode ter sido favorecido pela constante vazão defluente média diária e baixa precipitação acumulada mensal.

Os perfis do coeficiente de espalhamento foram heterogêneos ao longo dos meses das campanhas em cada estação amostral, não permitindo identificar nenhum padrão. Nota-se também que os perfis de espalhamento nos meses de fevereiro, março e julho foram distintos entre as estações. Na estação P1, fevereiro e março possuíram perfis de espalhamento com valores bem próximos até quase três metros em 410 e 555 nm e em 676 nm março apresentou valores maiores, sendo que fevereiro possuiu maior quantidade de células fitoplantônicas (maior concentração de chl-*a* e presença de manchas verdes) e concentração de MSI mais elevada. Uma possível explicação seria que em fevereiro as células do fitoplâncton podem estar tão próximas umas das outras que o espalhamento da luz não seria tão eficiente como se estivessem mais espaçadas, como é o caso de março. Outra questão poderia ser o estado fisiológico das células, no caso a eficiência de espalhamento pode ser reduzida de acordo com envelhecimento do fitoplâncton. Na estação P2, o maior espalhamento no mês de fevereiro, em relação aos outros meses, ocorreu até, aproximadamente, 3 metros e pode ser atribuído à maior quantidade de células fitoplantônicas presentes nessa camada, uma vez que nesse mês a concentração de chl-*a* foi muito maior que nos outros meses, com presença em campo de manchas verdes indicativas de floração. Isso pode ser explicado também pela maior concentração de partículas inorgânicas nesse mês em comparação com os demais. Nas estações P3 e P4, a maior quantidade de células fitoplantônicas bem como a maior concentração de MSI também pode ser uma explicação para o maior espalhamento no

mês de março em relação aos outros meses. Em maio, o coeficiente de espalhamento nos diferentes comprimentos de onda, em todas as estações, permaneceu entre 1 e 2 m^{-1} , mostrando que as condições de espalhamento no reservatório neste mês foram constantes assim como a absorção.

Além disso, os perfis dos coeficientes de espalhamento espaciais, com exceção do mês de fevereiro, também não apresentaram um padrão comum entre as estações amostrais ao longo das campanhas, o que indica que o reservatório esteve heterogêneo quanto ao espalhamento, na maioria dos casos, tanto no tempo quanto no espaço. No mês de fevereiro, notou-se um pico de espalhamento em torno da profundidade de 6 metros para as estações P1 e P3 e em torno de 7 metros para a estação P4. Como a estação P1 esta localizada próximo à barragem, supõe-se que este pico de espalhamento em 6 metros esteja relacionado com o aumento da turbidez pela presença de uma tomada d'água para a geração da vazão turbinada. Nas estações P3 e P4, o aumento do espalhamento nas respectivas profundidades pode ser devido ao fato de estarem localizadas na foz dos dois principais afluentes do reservatório, podendo provocar correntes de densidade em profundidade (ASSIREU et al., 2011).

O coeficiente de atenuação, como esperado, teve perfis heterogêneos na análise temporal e espacial do reservatório. Seu valor máximo (aproximadamente 11 m^{-1}) foi observado na estação P4 em março, para o comprimento de onda de 410 nm, e o mínimo (em torno de 1 m^{-1}) na estação P2 em maio, para o comprimento de onda de 676 nm. Observou-se também que na estação P1, em fevereiro, até a profundidade de 3 metros, tanto a absorção quanto o espalhamento tiveram influência na forma do perfil, sendo que depois dessa profundidade a POI que mais influenciou foi o coeficiente de espalhamento. Já em março ocorreu o inverso, com o coeficiente de espalhamento influenciando no formato do perfil até aproximadamente 4 metros.

5.5.2. Coeficiente de retroespalhamento

O coeficiente de retroespalhamento é uma variável de grande relevância em sensoriamento remoto devido a sua relação diretamente proporcional com a reflectância de sensoriamento remoto, conforme descrito por Gordon et al. (1975).

Analisando o coeficiente de retroespalhamento até a profundidade $1/K_d$ (90% da informação registrada pelo sensor provêm da coluna d'água até a profundidade $1/K_d$) (ARST, 2003; GORDON; McCLUNEY, 1975), juntamente com os gráficos de reflectância de sensoriamento remoto em superfície (Figura 5.7), notou-se que os máximos de reflectância na região do verde (~550 nm) e vermelho (~700 nm) coincidiram com os valores máximos de retroespalhamento medidos. Em fevereiro, verificou-se na estação P1 que o pico de máxima reflectância em torno de 700 nm foi maior que o de 550 nm e os valores de retroespalhamento são proporcionais a isso, sendo os valores na região do vermelho maiores que o da região do verde. Os valores do coeficiente de retroespalhamento na estação P2 foram maiores que o das outras, devido a maior presença de células fitoplantônicas. Na estação P3 os máximos de reflectância na região do verde e vermelho tem praticamente os mesmos valores, bem como os valores de retroespalhamento. Já na estação P4 o retroespalhamento foi menor no vermelho que no verde, coincidindo com o menor pico de reflectância em 700 nm em relação ao pico em 550 nm. Em março, notou-se que em todas as estações o retroespalhamento no verde foi maior que no vermelho, sendo isso proporcional aos valores de reflectância nessas regiões. Ainda neste mês, o coeficiente de retroespalhamento foi maior nas estações P3 e P4 devido a maior presença de células fitoplantônicas. Esse padrão também foi verificado em maio e nas estações P3 e P4 de julho. Em maio os maiores valores de reflectância na estação P4 e os menores em P1 corresponderam aos maiores e menores valores, respectivamente, do coeficiente de retroespalhamento neste mês.

Os perfis do coeficiente de retroespalhamento nos diferentes comprimentos de onda mostraram um aumento após a correção utilizada para compensar os efeitos de absorção

da água entre o volume de detecção e o instrumento. Verificou-se que o formato dos perfis de retroespalhamento mudou tanto ao longo do tempo quanto do espaço, indicando que o reservatório também é bem heterogêneo no sinal de retroespalhamento. Notou-se também que o menor valor do coeficiente esteve em torno de $0,025 \text{ m}^{-1}$ e o maior em torno de $0,38 \text{ m}^{-1}$.

5.6. Influência da vazão na qualidade da água do reservatório

Ao longo do ano de 2014, observou-se que a vazão defluente média diária do reservatório de Ibitinga permaneceu praticamente constante e baixa o que contribuiu para o aumento do tempo de residência hidráulica entre os meses de fevereiro e julho, com exceção de março. Mesmo diante deste cenário atípico e em conjunto com a contínua descarga de esgoto proveniente das cidades localizadas na bacia de drenagem do reservatório, verificou-se nas campanhas de campo que a qualidade da água não foi degradada e a ocorrência de florações diminuiu. Ao contrário, houve redução das concentrações dos componentes opticamente ativos, tendo apenas uma pequena variação ao longo das outras campanhas de campo, a disponibilidade de luz aumentou, principalmente de fevereiro a maio, pela não redução da profundidade do disco de Secchi (Tabela 5.1) e a variação da amplitude do ${}^wK_{d(av)}$ ao longo do tempo diminuiu. Os fatores que podem ter favorecido a não degradação da qualidade da água bem como a redução de florações são: a elevada precipitação acumulada que teve no mês de março (165 mm), associado à diminuição da irradiância de fevereiro a julho ($923,0 \text{ W/m}^2$ a $623,5 \text{ W/m}^2$, respectivamente), à variação da intensidade e velocidade do vento ao longo do dia e também à temperatura. Segundo Calijuri et al. (2002), a floração de fitoplâncton em um reservatório pode decrescer devido a baixas temperaturas e irradiância solar, aos processos de mistura da água resultantes do aumento da intensidade dos ventos e da ocorrência de precipitação e a consequente diminuição da disponibilidade de luz na coluna d'água pelo aumento da quantidade de material em suspensão inorgânico, carregado por escoamento. O vento, juntamente com a precipitação, é um importante fator externo nesses sistemas, uma vez que é responsável pelo comportamento polimítico do reservatório durante a maior parte do ano. Além

disso, Calijuri (1999) ressalta que em reservatórios, a precipitação governa a operação da barragem e o tempo de retenção da água no sistema, gerando "pulsos" de material e nutrientes em suspensão, ciclagem de material e perda de biomassa.

6. CONCLUSÕES

O presente estudo fornece a primeira investigação sobre a variação espaço-sazonal das propriedades óticas inerentes e aparentes, suas relações com os COAs, bem como o comportamento do campo de luz sub-aquático no reservatório tropical de Ibitinga. Em face do desenho amostral adotado (4 meses versus 4 estações), percebeu-se que a época do ano mais adequada para a caracterização bio-ótica do reservatório com vistas ao desenvolvimento de modelos para a estimativa de COAs foi fevereiro, pois foi neste mês que os COAs e as propriedades óticas inerentes e aparentes apresentaram maior amplitude de variação.

Os dados mostraram que ao longo do tempo a fração orgânica do MST foi predominante no reservatório. Fevereiro foi o mês que teve a maior variação de amplitude na concentração da clorofila-*a* e março foi o que apresentou a maior amplitude de variação do coeficiente de absorção por CDOM em 440 nm, com o máximo valor ocorrendo na estação P4, localizada na foz do rio Jacaré-Pepira. Observou-se também que os valores médios de DTC, DIC e DOC não variaram significativamente ao longo dos meses das campanhas. A profundidade média do disco de Secchi foi maior no mês de maio e menor em fevereiro e os valores de turbidez apresentaram um padrão similar ao verificado para as concentrações de chl-*a* e MST.

Com relação ao coeficiente de absorção espectral do fitoplâncton, observou-se que a estação P2 do mês de fevereiro, mesmo possuindo concentração de chl-*a* maior do que a da estação P1, apresentou $\alpha_{\text{phy}}(\lambda)$ com feições de absorção menos proeminentes em torno de 440 e 676 nm. Além disso, notou-se a presença de um "patamar" em torno de 490-500 nm, provavelmente associado à presença de carotenoides. Verificou-se também que os valores do coeficiente de absorção específico da chl-*a* mostraram uma tendência em decrescer com o aumento da concentração da chl-*a*, sendo que os principais fatores para essa questão podem ser o efeito de empacotamento e o efeito dos pigmentos acessórios.

A amplitude de variação temporal do ${}^wK_{d(av)}$ foi decrescente e as feições de absorção de chl-*a* se tornaram mais suaves em direção à montante do reservatório, ou seja, da barragem à foz do rio Jacaré-Pepira. A amplitude de variação espacial do ${}^wK_{d(av)}$ diminuiu consideravelmente, evidenciando que a atenuação tendeu a ser semelhante entre as estações amostrais, principalmente nos meses de maio e julho, provavelmente, pela isoterмия do sistema devido à mistura da coluna de água. Esses resultados sugerem que a região da barragem esteve sujeita a maior amplitude de variação das propriedades óticas, o que pode ser associado aos fatores hidrodinâmicos e a intensidade dos ventos.

Os valores mínimos e máximos, ao longo das campanhas de campo, de ${}^wK_{d(av)}$ PAR foram $0,99\text{ m}^{-1}$ e $3,45\text{ m}^{-1}$ e do limite da zona eufótica foram 1,33 metros e 4,62 metros. Observou-se também que no espectro do ${}^wK_{d(av)}$ no mês de julho, as feições de absorção por chl-*a* mantiveram-se praticamente constantes em relação a maio, mesmo possuindo um valor médio de concentração de chl-*a* duas vezes maior. Isso pode ter ocorrido, provavelmente, pelo processo de foto-aclimatação em decorrência da menor irradiância solar no mês de julho em relação a maio e também pela diferença na hidrodinâmica nesses dois meses, tendo possivelmente um sistema mais turbulento em maio e mais homogêneo em julho.

Os diagramas de dispersão entre o ${}^wK_{d(av)}$ PAR e as concentrações de MST, sugerem que o K_d esteve fortemente relacionado ao MST nos meses de fevereiro e julho. Em março e maio, entretanto, a distribuição das estações foi mais dispersa indicando que outros fatores, além da concentração dos COAs, podem ter influenciado o K_d . Em relação à concentração de chl-*a*, os diagramas entre ${}^wK_{d(av)}$ em 676 nm e as concentrações desse constituinte sugerem que fevereiro foi o mês em que a concentração esteve mais relacionada ao K_d . Já a dispersão entre o ${}^wK_{d(av)}$ em 440 nm e o coeficiente de absorção do CDOM em 440 nm sugerem que nos meses de março e maio a variação do K_d esteve mais associada a do CDOM, enquanto que em fevereiro e julho essa relação praticamente inexistiu. De acordo com essas relações, notou-se que

no presente estudo a variabilidade do K_d foi influenciada principalmente pela presença de fitoplâncton e CDOM no reservatório de Ibitinga.

A magnitude da reflectância de sensoriamento remoto em superfície bem como de suas feições espectrais foram diferentes nas campanhas em cada estação, respondendo a dinâmica de composição das massas de água do reservatório no período amostrado. Verificou-se que o máximo da R_{rs} em um metro foi aproximadamente a metade do máximo da R_{rs} medida em superfície. Com relação à R_{rs} em um metro, notou-se que em todas as estações, a coluna d'água removeu praticamente toda a luz azul, evidenciando assim que o CDOM controlou a absorção na região do azul nos meses de estudo. Observou-se também maior disponibilidade de luz nas regiões do verde e vermelho. Além disso, mesmo a estação P1 em fevereiro tendo concentrações de chl-*a* e MST e valor de ${}^wK_{d(av)}$ PAR maiores que no mês de maio, este apresentou espectro de R_{rs} em um metro com magnitude semelhante a fevereiro na região do vermelho e feições em 620 e 676 nm com valores bem próximos. É provável que a metodologia sugerida para a coleta de amostras de água (coleta em sub-superfície e pontual), em associação com as condições no mês de maio em diferentes profundidades, tenha sido um fator importante na possível falta de representatividade da amostra desse ponto neste mês para a coluna d'água. Dessa forma, sugere-se que a coleta de água seja feita na profundidade que se deseja analisar o campo de luz sub-aquático ou integrada ao longo da coluna d'água para que a análise seja mais consistente. Mesmo assim, a heterogeneidade espacial no reservatório de Ibitinga foi eminente.

Na maioria das estações, em todas as datas, o comprimento de onda de maior penetração foi observado na região do verde, na faixa de 555 à 582 nm. A única exceção foi a estação P4 em março, sendo verificado na região do vermelho, no comprimento de onda de 653 nm, o que pode estar relacionado ao maior coeficiente de absorção por CDOM nessa estação.

Os perfis do coeficiente de absorção temporal e espacial apresentaram o mesmo padrão em todas as estações, caracterizado pela diminuição da absorção com o aumento do

comprimento de onda. Os perfis dos coeficientes de espalhamento, atenuação e retroespalhamento foram heterogêneos ao longo tempo e do espaço, não permitindo identificar nenhum padrão. Vale ressaltar que o coeficiente de retroespalhamento esteve diretamente relacionado com as curvas de reflectância de sensoriamento remoto de superfície, uma vez que os máximos de reflectância, que ocorrem na região do verde e vermelho, coincidiram com os valores máximos de retroespalhamento medidos.

Além disso, a elevada precipitação acumulada no mês de março, juntamente com a diminuição da irradiância de fevereiro a julho, a variação da intensidade e velocidade do vento e o fator temperatura, podem ter influenciado a não degradação da qualidade da água bem como a redução de florações ao longo das campanhas de campo, mesmo diante de um cenário atípico no ano de 2014 com valores praticamente constantes e baixos de vazão defluente média diária e um aumento do tempo de residência hidráulica no reservatório.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Byrd Prepress Springfield, Washington, 1985. 1134 p.

ARST, H. **Optical properties and remote sensing of multicomponental water bodies**. Springer-Praxis Books in Marine Science and Coastal Management. Chichester, UK: Praxis Publishing Ltd, 2003. 234 p.

ASSIREU, A. T.; ALCÂNTARA, E.; NOVO, E. M. L. M.; ROLAND, F.; PACHECO, F. S.; STECH, J. L.; LORENZZETTI, J. A. Hydro-physical processes at the plunge point: an analysis using satellite and in situ data. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v. 15, p. 3689-3700, 2011.

AUGUSTO-SILVA, P. B. **Caracterização e avaliação da dinâmica sazonal das propriedades bio-ópticas do reservatório de Funil com apoio de sensoriamento remoto, dados in-situ e modelos ópticos**. 2013. 185 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2013. Disponível em: <http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m19/2013/05.14.17.42-TDI>. Acesso em: 10 dez. 2014.

AZEVEDO, S. M. F. O.; VASCONCELOS, V. M. Toxinas de cianobactérias: causas e consequências para a saúde pública. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. (orgs.), **Ecotoxicologia aquática - princípios e aplicações**. São Carlos: RiMa, 2006.

BABIN, M.; STRAMSKI, D.; FERRARI, G. M.; CLAUSTRE, H.; BRICAUD, A.; OBOLENSKY, G. Variations in the light absorption coefficients of phytoplankton, nonalgal particles, and dissolved organic matter in coastal waters around Europe. **Journal of Geophysical Research**, v. 108, p. 1–20, 2003.

BAKER, K. S.; SMITH, R. C. Quasi-inherent characteristics of the diffuse attenuation coefficient for irradiance. **Ocean Optics VI**, v. 208, 1979.

BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto da dinâmica de circulação da água do sistema planície de Curai/Rio Amazonas**. 2005. 286 p. (INPE- 14614-TDI/1193). Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2005.

BARBOSA, F. A. R.; PADISAK, J.; ESPÍDOLA, E. L. G.; BORICS, G.; ROCHA, O. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers. p. 425 - 437. Rio de Janeiro, 1999.

BARBOSA, C. C. F.; FERREIRA, R. M. P.; ARAUJO, C.; NOVO, E. M. L. M. Bio-optical characterization of two brazilian hydroelectric reservoirs as support to understand the carbon budget in hydroelectric reservoirs. In: IEEE INTERNATIONAL GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM (IGARSS), 2014, Quebec. **Proceedings...** Quebec, Canada: IEEE, 2014. p. 898-901.

BIDIGARE, R. R.; ONDRUSEK, M. E.; MORROW, J. H.; KIEFER, D. A. In vivo absorption properties of algal pigments. **Anais SPIE (Ocean Optics X)**, [S.I.], n. 1302, p. 290-302, 1990.

BRANCO, S. M.; ROCHA, A. A. **Poluição, proteção e usos múltiplos de represas**. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 1977. 185p.

BRICAUD, A.; BABIN, M.; MOREL, A.; CLAUSTRE, H. Variability in the chlorophyll-specific absorption coefficients of natural phytoplankton: analysis and parameterization. **Journal of Geophysical Research**, v. 100, p. 13321–13332, 1995.

BRICAUD, A.; BÉDHOMME, A.L.; MOREL, A. Optical properties of diverse phytoplanktonic species: experimental results and theoretical interpretation. **Journal of Plancton Research**, v. 10, n. 5, p. 851-873, 1988.

BRICAUD, A.; CLAUSTRE, H.; RAS, J.; OUBELKHEIR, K. Natural variability of phytoplanktonic absorption in oceanic waters: influence of the size structure of algal populations. **Journal of Geophysical Research**, v. 109, p. 1–12, 2004.

BRICAUD, A., MOREL, A.; BABIN, M.; ALLALI, K.; CLAUSTRE, H. Variations of light absorption by suspended particles with chlorophyll a concentration in oceanic (case 1) waters: Analysis and implications for bio-optical models. **Journal of Geophysical Research: Oceans (1978–2012)**, v. 103, n. 13, p. 31033-31044, 1998.

BRICAUD, A.; MOREL, A.; PRIEUR, L. Absorption by dissolved organic matter in the sea (yellow substance) in the UV and visible domains. **Limnol. Oceanogr.**, v. 26, p.43-53, 1981.

BRIVIO, P. A.; GIARDINO, C. ZILIOLI, E. Determination of chlorophyll concentration changes in Lake Garda using an image-based radiative transfer code for Landsat TM images. **Int. J. Remote Sensing**, v. 22, n. 2 - 3, p. 487–502, 2001.

BUKATA, R. P. **Satellite monitoring of inland and coastal water quality:** retrospection, intropection, future direction. Taylor & Francis/CRC Press, 2005. 263 p.

BUKATA, R. P.; JEROME, J. H.; KONDRATYEV K. Y.; POZDNYAKOV, D. V. Estimation of organic and inorganic matter in inland waters: optical cross sections of lakes Ontario and Ladoga. **J. Great Lakes Res.** v.17, n. 4, p. 461-469 p, 1991.

CALIJURI, M. C. **A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP).** Tese de Livre-Docência. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999. 211 p.

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 the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P. - Brazil). **Journal of Plankton Research**, v. 34, n. 7, p. 617-634, 2002.

CBH-TJ - COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA TIETÊ-JACARÉ. **Relatório de situação dos recursos hídricos 2013** - ano base 2012. UGRHI 13 - Bacia Hidrográfica Tietê-Jacaré. Araraquara, 2013. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/7476/relatorio-de-situacao-2013-cbh-tj.pdf>>. Acesso em: 30 dez. 2014.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2004.** São Paulo, 2005. 297 p. Série Relatórios/Secretaria de Estado do Meio Ambiente.

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

CHEN, Z.; LI, Y.; PAN, J. Distributions of colored dissolved organic matter and dissolved organic carbon in the Pearl River Estuary, China. **Continental Shelf Research**, v. 24, n.16, 2004.

CIOTTI, A. M. Fundamentos e aplicações de dados bio-ópticos em oceanografia biológica. In: Souza, R. B. d. (Ed.). **Oceanografia por satélites.** São Paulo: Oficina de Textos, 2005. cap. 14, p.205-219.

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

COELHO, J. O. M.; JIMÉNEZ-RUEDA, J. R.; MATTOS, J. T.; CAETANO, N. R.; MOURA, C. A.; PUPIM F. N.; GUIMARÃES, P. L. Zoneamento geoambiental da região de Ibitinga-SP, como subsídio a planejamentos de uso e ocupação da terra. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA. GEOMORFOLOGIA TROPICAL E SUBTROPICAL: PROCESSOS, MÉTODOS E TÉCNICAS, 6., Goiânia. **Anais...** Goiânia, 2006.

COOKE, G. D.; WELCH, E. B.; PETERSON, S. A.; NICHOLS, S. A. **Restoration and management of lakes and reservoirs**. 3. ed. CRC Press, 2005.

COSTA, M. P. F.; NOVO, E. M. L. M.; TELMER, K. H. Spatial and temporal variability of light attenuation in Lange Rivers of the Amazon. **Hydrobiologia**, v. 702, p. 171-190, 2013.

COURAULT, D.; GIRARD, M.C. Relationships between the soil composition and their spectral signature. In: SYMPOSIUM OF THE WORKING GROUP REMOTE SENSING, 5., Budapest, 1988, Budapest. **Proceedings...** Budapest: Hungary, April, 1988. p.178-185.

DEBLOIS, C. P.; MARCHAND, A.; JUNEAU, P. Comparison of photoacclimation in twelve freshwater photoautotrophs (Chlorophyte, Bacillaryophyte, Cryptophyte and Cyabophyte) isolated from a natural community. **PLOS ONE**, v. 8, n. 3, 2013.

DEKKER, A. G. **Detection of optical water quality parameters for eutrofic waters by high resolution remote sensing**. 222 f. 1993. Doctor Thesis (Hyperspectral remote sensing of water quality) - Vrije Universiteit, Amsterdam, 1993.

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

DEMATTÊ, J. A. M.; EPIPHANIO, J. C. N.; FORMAGGIO, A. R. Influência da matéria orgânica e de formas de ferro na reflectância de solos tropicais. **Bragantia**, v.62, n.3, p. 451-464, 2003.

DEMMIG-ADAMS, B.; ADAMS, W. W. The role of xanthophyll cycle carotenoids in the protection of photosynthesis. **Trends Plant Sci**, v. 1, p. 21–26, 1996.

DOCE, N. Nível dos reservatórios é o menor desde 2001. **Exame**, São Paulo, 10 fev. 2014. Disponível em: < <http://exame.abril.com.br/brasil/noticias/nivel-dos-reservatorios-e-o-menor-desde-2001>>. Acesso em: 26 nov. 2014.

FERREIRA, R. D. **Dados fluorométricos e espectrais aplicados à estimativa da concentração de clorofila na planície de Curuai / rio Amazonas**. 2012. 103 p. (sid.inpe.br/mtc-m19/2012/04.12.16.46-TDI). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2012. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3BML48H>>. Acesso em: 10 mar. 2015.

FERREIRA, R. M. P. **Caracterização da ótica e do carbono orgânico dissolvido no reservatório de Três Marias/MG**. 2014. 126 p. (sid.inpe.br/mtc-m21b/2014/03.07.19.20-TDI). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2014. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP5W34M/3FSFSNP>>. Acesso em: 04 dez. 2014.

GITELSON, A. The peak near 700nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. **International Journal of Remote Sensing**, v. 13, n. 17, p. 3367-3373, 1992.

GITELSON, A. A.; YACOBI, Y. Z.; RUNDQUIST, D. C.; STARK, R.; HAN, L.; ETZION, D. Remote estimation of chlorophyll concentration in productive waters: principals, algorithm development and validation. In: NWQMC National Monitoring Conference, 2000, Austin, USA. **Proceedings...** NWQMC, 2000.

GOODIN, D.G.; HAN, L.; FRASER, R.N.; RUNDQUIST, C.; STEBBINS, W.A.; SCHALLES, J.F. Analysis of suspended solids in water using remotely sensed high resolution derivative spectra. **Photogramm. Eng. Remote Sensing**, v. 59, n. 4, p. 505-510, 1993.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. Oxford, Blackwell Scientific Publications, v. I.B.P. Handbook. v.8. 1978. 213p.

GORDON, H.R.; BROWN, O.B.; JACOBS, M.M. Computed relationship between the inherent and apparent optical properties of a flat homogeneous ocean. **Appl. Opt.** v. 14, p. 417-427, 1975.

GORDON, H. R.; McCLUNEY, W. R. Estimation of the depth of sunlight penetration in the sea for remote sensing. **Applied Optics**, v. 14, n. 2, p. 413-416, 1975.

GREEN, S. A.; BLOUGH, N. V. Optical absorption and fluorescence properties of Chromophoric dissolved organic matter in natural waters. **Limnol. Oceanogr.**, v. 39, p.1903-1916, 1994.

GROSSMAN, A. R.; SCHAEFER, M. R., CHIANG, G.G.; COLLIER, J. L. The phycobilisome, a light harvesting complex responsive to environmental conditions. **Microbiol. Rev.**, v. 57, p. 725-749, 1993.

GUIMARÃES Jr., C.; LEOPOLDO, P. R.; CRUZ, J. A.; FONTANA, S. C. Aspectos limnológicos do reservatório de Ibitinga - SP. **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 1, p. 89-103, 1998.

GURLIN, D.; GITELSON, A. A.; MOSES, W. J. Remote estimation of chl-*a* concentration in turbid productive waters - Return to a simple two-band NIR-red model? **Remote Sensing of Environment**, n. 115, p. 3479–3490, 2011.

HOBILABS - HYDRO-OPTICS, BIOLOGY & INSTRUMENTAION LABORATORIES. **HydroScat-6** - Spectral backscattering sensor and fluorometer: user's manual (Revision J). 2010. 67p.

HOEPPFNER, N.; SATHYENDRANATH, S. Bio-optical characteristics of coastal waters: absorption spectra of phytoplankton and pigment distribution in the western North Atlantic. **Limnology and Oceanography**, v. 37, p. 1660–1679, 1992.

INSTITUTO FLORESTAL (IF). **Mapa florestal dos municípios do Estado de São Paulo - Ibitinga**. Inventário Florestal do Estado de São Paulo, 2001. Disponível em: <<http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp/estadosaopaulo/ibitinga.pdf?tietejacare=ibitinga.pdf>>. Acesso em: 30 dez. 2014.

INSTITUTO FLORESTAL (IF). **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria de Meio Ambiente / Instituto Florestal. Imprensa Oficial, 2005. 220 p. Disponível em: <http://www.florestalterraverde.com.br/artigos_baixar/ifVegnaturalsp_parte3.pdf>. Acesso em: 30 dez. 2014.

IOCCG. Remote sensing of ocean colour in coastal, and other optically-complex waters. In: SATHYENDRANATH, S.; STUART, V. (Orgs) **Reports of the International Ocean Colours Coordinating Group**. Dartmouth: IOCCG, 2000.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (IPT). **Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo**. Monografias (5), 1981. Disponível em: <<http://confins.revues.org/docannexe/image/6168/img-15.jpg>>. Acesso em: 30 dez. 2014.

JEFFREY, S. W.; MANTOURA, R. F. C.; WRIGHT, S. W. **Phytoplankton pigments in oceanography: guidelines to modern methods**. Paris: Unesco Publishing, 1997.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos naturais**. São José dos Campos, SP: Parêntese, 2009.

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

- KANA, T. M.; GEIDER, R. J.; CRITCHLEY, C. Regulation of photosynthetic pigments in micro-algae by multiple environmental factors: A dynamic balance hypothesis. **New Phytol**, v. 137, n. 4, p. 629–638, 1997.
- KIRK, J. T. O. A theoretical analysis of the contribution of algal cells to the attenuation of light within waters. II. Spherical cells. **New Phytologist**, v. 75, p. 21–36, 1975.
- KIRK, J. T. O. Yellow substance (gelbstoff) and its contribution to the attenuation of photosynthetically active radiation in some inland and coastal southeastern Australian waters. **Aust. J. Mar. Freshwater Res.**, v. 27, p. 61–71, 1976.
- KIRK, J. T. O. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. 3.ed. Cambridge, England: Cambridge University Press, 2011. 528 p.
- KUTSER, T., PIERSON, D.C., KALLIO, K.Y., REINART, A.; SOBEK, S. Mapping lake CDOM by satellite remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, v. 94, n. 4, p.535-540, 2005.
- LE, C.; LI, Y.; ZHA, Y.; SUN, D. Specific absorption coefficient and the phytoplankton package effect in Lake Taihu, China. **Hydrobiologia**, v. 619, p. 27–37, 2009.
- LEWIS, WM. Jr. Tropical lakes: how latitude makes a difference. In SCHIEMER, F. & BOLAND, K. T. (eds). **Perspectives in tropical limnology**. SPB Academic Publishing B.V., Amsterdam, The Netherlands, 1996. p. 43-64.
- LEYMARIE, E.; DOXARAN, D.; BABIN, M. Uncertainties associated to measurements of inherent optical properties in natural waters. **Applied Optics**, v. 49, n. 28, p.5415-5436, 2010. doi:10.1364/AO.49.005415
- LIKENS, G. E. **An ecosystem approach to aquactic ecology**. Mirror Lake and its environment. Tokyo: Springer-Verlag, 1985.
- LOBO, F. L. **Biblioteca espectral**: determinação de espectros de referência para a classificação de tipos de água das áreas alagáveis da Amazônia. 2010. 129 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2009. Disponível em: <http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m18@80/2009/05.14.16.39>. Acesso em: 09 dez. 2014.
- LODHI, M.; RUNDQUIST, D.; HAN, L. The potential for remote sensing of loess soils suspended in surface waters. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 33, n. 1, p. 111-117, 1997.
- LONDE, L. R. **Comportamento espectral do fitoplâncton de um reservatório brasileiro eutrofizado** - Ibitinga/SP. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). São José dos Campos: 2008. 223 p.

- LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: Spectrophotometric equations. **Limnology Oceanography**, v.12, p. 343-346, 1967.
- LUTZ, V. A.; SATHYENDRANATH, S.; HEAD, E. J. H. Absorption coefficient of phytoplankton: regional variations in the North Atlantic. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 135, p. 197–213, 1996.
- LUZIA, A. P. **Limnologia e grau de trofia dos reservatórios em cascata do rio Tietê (médio e baixo Tietê, São Paulo)**. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004. 101 p.
- LUZIA, A. P. **Estrutura organizacional do fitoplâncton nos sistemas lóticos e lênticos da bacia do Tietê/Jacaré (UGRHI-Tietê-Jacaré) em relação à qualidade da água e estado trófico**. Tese (Doutorado em Ciências Biol[ógicas]) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2009. 186 p.
- MACINTYRE, H.L.; KANA, T.M.; ANNING, T.; GEIDER, R. J. Review: Photoacclimation of photosynthesis irradiance response curves and photosynthetic pigments in microalgae and cyanobacteria. **J. Phycol.**, v. 38, p. 17–38, 2002.
- MADEIRA NETTO, J.S.; POUGET, M.; BEDIDI, A.; CERVELLE, B. Informações quantitativas sobre a mineralogia dos latossolos a partir da reflectância espectral no visível e infravermelho próximo e médio (400 a 2500 nm). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 7., Curitiba, 1993. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1993. v.3, p. 249-255
- MAFFIONE, R. A.; DANA, D. R. Instruments and methods for measuring the backward-scattering coefficient of ocean waters. **Applied Optics**, v. 36, n. 24, 1997.
- MAIOLINI, B.; SILVERI, L.; LENCIONI, V. Hydroelectric power generation and disruption of the natural stream flow: effects on the zoobenthic community. *Studi Trent. Sci. Nat.*, **Acta Biol.**, v.83, p. 21-26, 2007.
- MANTOVANI, J. E. **Comportamento espectral da água: faixas espectrais de maior sensibilidade ao fitoplâncton na presença de matéria orgânica dissolvida e de matéria inorgânica particulada**. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Jose dos Campos, 1993. 119 p.
- MANTOVANI, J. E.; NOVO, E. M. L. M. Comportamento espectral da matéria orgânica dissolvida. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 8., 1996, Salvador. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1996. p. 917-924.
- MARGALEF, R. Typology of reservoir. **Verhandlungen des International en Vere in Limnologie**, v. 19, p. 1841-1848, 1975.

MIRANDA, M. J.; PINTO, H. S.; JÚNIOR, J. Z.; FAGUNDES, R. M.; FONSECHI, D. B.; CALVE, L.; PELLEGRINO, G. Q. **Clima dos municípios paulistas - A classificação climática Koeppen para o Estado de São Paulo**. CEPAGRI - Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. Meteorologia UNICAMP, 2014. Disponível em: < <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>>. Acesso em: 30 dez. 2014.

MOBLEY, C. D. **Light and water: radiative transfer in natural waters**. Academic Press, 1994. 593p.

MOBLEY, C. D. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements. **Applied optics**, v. 38, n. 36, 7442–7455, 1999.

MOORE, T. S.; CAMPBELL, J. W.; DOWELL, M. D. A class-based approach to characterizing and mapping the uncertainty of the MODIS ocean chlorophyll product. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, n. 11, p. 2424–2430, 16 nov. 2009.

MOREL, A. Optical properties of pure water and pure sea water. In: JERLOV, M. G., Nielsen, E. S. (Eds.). **Optical Aspects of Oceanography**. New York: Academic Press, 1974.

MOREL, A.; BRICAUD, A. Theoretical results concerning light absorption in a discrete medium, and application to specific absorption of phytoplankton. **Deep Sea Research**, v. 28A, n. 11, p. 1375–1393, 1981.

MOREL, A.; PRIEUR, L. Analyse spectrale de l'absorption par les substances dissoutes (substances jaunes). In: **Résultats de la campagne CINECA V**, Vol. 1.1.11, Paris : CNEXO, 1976. 39p.

MOREL, A.; PRIEUR, L. Analysis of variations in ocean color. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 4, p. 709-722, 1977.

MUELLER, J. L. In-water radiometric profile measurements and data analysis protocols. In: Fargion, G. S., Mueller, J. L., (Eds.), **Ocean Optics Protocols for Satellite Ocean Color Sensor Validation**, Goddard Space Flight Center, Greenbelt, Maryland, NASA Tech. Memo. 2000209966/Rev2 1, pp. 87–97, 2000.

MÜNSTER, U.; CHRÓST, R. J. Origin, composition, and microbial utilization of dissolved organic matter. In: OVERBECK, J.; CHRÓST, R. J. (eds.). **Aquatic microbial ecology: biochemical and molecular approaches**. New York: Springer-Verlag, 1990. cap. 2, p. 8-46.

NASCIMENTO, R. F. F. **Utilização de dados MERIS e in situ para a caracterização bio-óptica do reservatório de Itumbiara, GO**. 2010. 113 p. (sid.inpe.br/mtc-m19@80/2010/03.15.18.39-TDI). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2010. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3769MUL>>. Acesso em: 04 dez. 2014.

NELSON, N. B.; SIEGEL, D. A. Chromophoric DOM in open ocean. In: Hansell D. A.; Carsol, C. A. (eds.). **Biochemistry of marine dissolved organic matter**. San Diego: Academic Press, 2001. Cap. 11, p. 547-573.

NOVELLI, A.S. **Diagnóstico dos recursos hídricos superficiais da Bacia hidrográfica do Rio Jacaré Guaçu**. 112p. 1996. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 1996.

NOVO, E. M. L. M; LONDE, L. R.; BARBOSA, C.; ARAUJO, C. A. S.; RENNÓ, C. D. Proposal for a remote sensing trophic state index based upon Thematic Mapper/Lansat images. **Revista Ambiente Água**, v. 8, n. 3, 2013

NUSH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Arch. Hydrobiol**, p. 14-39, 1980.

OLIVEIRA, L. L. D. **Estudo da estrutura da comunidade zooplancônica e sua relação com as cianobactérias em três reservatórios do Médio rio Tietê, SP**. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010. 215 p.

PEGAU, S.; GRAY, D.; ZANEVELD, J. R. V. Absorption and attenuation of visible and near-infrared light in water: dependence on temperature and salinity. **Appl. Opt.**, v. 36, p. 6035-6046, 1997.

PEGAU, W. S.; ZANEVELD, J. R. V. Temperature-dependent absorption of water in the red and near-infrared portions of the spectrum. **Limnol. Oceanogr.**, v.38, p. 188-192, 1993.

PEIXOTO, C. A. B. **Geodiversidade do estado de São Paulo**. Programa Geologia do Brasil. Levantamento da Geodiversidade. Ministério de Minas e Energia. Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral. São Paulo: CPRM, 2010. 176 p. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/media/Geodiversidade_SP.pdf>. Acesso em: 30 dez. 2014.

PERKINS, M. G.; EFFLER, S. W.; STRAIT, C. M. Phytoplankton absorption and the chlorophyll a-specific absorption coefficient in dynamic Onondaga Lake. **Inland Waters**, v. 4, p. 133-146, 2014.

PIENITZ, R.; VINCENT, W. F. Effect of climatic change relative to ozone depletion on UV exposure in subarctic lakes. **Nature**, v. 404, p. 484– 487, 2000.

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

PREISENDORFER, R. W. **Hydrologic optics**. U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Environmental Research Laboratories (ERL), 1976. v. 1.

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

RANDOLPH, K.; WILSON, J.; TEDESCO, L.; LI, L.; PASCUAL, D. L.; SOYEUX, E. Hyperspectral remote sensing of cyanobacteria in turbid productive water using optically active pigments, chlorophyll *a* and phycocyanin. **Remote Sensing of Environment**, (Impact Factor: 4.77). 11/2008; DOI: 10.1016/j.rse.2008.06.002.

REYNOLDS, C. S. **Ecology of phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. 535p.

RICHARDSON, K.; BEARDALL, J.; RAVEN, J. A. Adaptation of unicellular algae to irradiance: an analyses of strategies. **New Phytol.**, v. 93, p. 157–191, 1983.

ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. Mapa geomorfológico do estado de São Paulo. **Revista do Departamento de Geografia da FFLCH/USP**, São Paulo, v. 10, p. 41-59, 1996.

RUNDQUIST, D. C.; SCHALLES, J. F.; PEAKE, J. S. The response of volume reflectance to manipulated algal concentrations above bright and dark bottoms at various depths in an experimental pool. **Geocarto International**, v. 10, n. 4, 1995.

RUDORFF, C. M. **Estudo da composição das águas da planície amazônica por meio de dados de reflectância do sensor Hyperion/EO-1 e de espectrômetros de campo visando à compreensão da variação temporal dos seus constituintes opticamente ativos**. 2006. 140 p. (INPE-14166-TDI/1083). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2006. Disponível em: <<http://urlib.net/6qtX3pFwXQZGivnJSY/LrfdB>>. Acesso em: 10 mar. 2015.

RUDORFF, N. M. **Ocean colour variability across the southern atlantic and southeast pacific**. 2013. 321 p. (sid.inpe.br/mtc-m19/2013/09.17.14.26-TDI). Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2013. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3ERLCSE>>. Acesso em: 10 mar. 2015.

RUDORFF, B. F. T.; AGUIAR, D. A.; SILVA, W. F.; SUGAWARA, L. M.; ADAMI, M.; MOREIRA, M. A. Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo State (Brazil) using Landsat data. **Remote sensing**, v. 2, n. 4, p. 1057-1076, 2010.

SANTOS, F. C.; PEREIRA FILHO, W. Reflectância espectral relacionada aos constituintes opticamente ativos da água do reservatório Passo Real, RS, Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16. (SBSR), 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2013. p. 5576-5583. DVD, Internet. ISBN 978-85-17-00066-9 (Internet), 978-85-17-00065-2 (DVD). Disponível em: <<http://urlib.net/3ERPFQRTRW34M/3E7GKPC>>. Acesso em: 10 mar. 2015.

SATHYENDRANATH, S.; LAZZARA, L.; PRIEUR, L. Variations in the spectral values of specific absorption of phytoplankton. **Limnol. Oceanogr.**, v. 32, n. 2, p. 403-415, 1987.

SATHYENDRANATH, S.; BUKATA, R. P.; DOWELL, M.; DAVIS, C.; BABIN, M.; BERTHON, J.; KOPELEVICH, O. V.; CAMPBELL, J. W. Colour of case 2 waters. In: SATHYENDRANATH, S. (ed.). **Remote sensing of ocean colour in coastal and other optically-complex waters**. Dartmouth: Canada, 2000. IOCCG Report Number 3).

SISTEMA INTEGRADO DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO (SIGRH). **Comitê da bacia hidrográfica Tietê-Jacaré** - apresentação. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhtj/apresentacao>>. Acesso em: 24 dez. 2014.

SIOLI, H. Hydrochemistry and Geology in the Brazilian Amazon region. **Amazoniana**, v. 1, p. 74-83, 1984.

SHIMADZU. **UV-VIS Spectrophotometers UV-2600/2700**. Shimadzu Corporation, 2012. Disponível em: <<http://www.ssi.shimadzu.com/products/literature/Spectroscopy/C101-E121A.pdf>>. Acesso em: 13 jan. 2015.

SMITH, R. C.; BAKER, K. S. The bio-optical state of ocean waters and remote sensing. **Limnology and Oceanography**, v. 23, p.247-259, 1978.

SMITH, R. C.; BAKER, K. S. Optical properties of the clearest natural waters (200-800 nm). **Applied Optics**, v. 20, n.2, p. 177-184, 1981.

SONG, K. S.; LIU, D. W.; LI, L.; WANG, Z. M.; WANG, Y. D.; JIANG, G. J. Spectral absorption properties of colored dissolved organic matter (CDOM) and total suspended matter (TSM) of inland waters. **Proceedings of SPIE**, v. 7811, 78110B, 2010.

SOSIK, H. M.; MITCHELL, B. G. Light absorption by phytoplankton, photosynthetic pigments and detritus in the California Current System. **Deep-Sea Res. I**, vol. 42, p. 1717–1748, 1995.

STECH, J. L.; LIMA, I. B. T.; NOVO, E. M. L. M.; SILVA, C. M.; ASSIREU, A. T.; LORENZZETTI, J. A.; CARVALHO, J. C.; BARBOSA, C. C. F.; ROSA, R. R. Telemetric Monitoring system for meteorological and limnological data acquisition. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, vol. 29, p. 747-1750, 2006.

STONER, E; DERKSEN, I.; MACEDO, J. Discriminação espectral de Latossolos do Planalto Central Brasileiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.26, n. 10, p.1599-1606, 1991.

STREHER, A. S. **Ocorrência e remoção dos efeitos de sunglint em imagens hiperespectrais de alta resolução espacial do sensor specTIR**. 2013. 107 p. (sid.inpe.br/mtc-m19/2013/04.01.23.08-TDI). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2013. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3DR968E>>. Acesso em: 10 mar. 2015.

STUART, V.; SATHYENDRANATH, S.; HEAD, E. J. H.; PLATT, T.; IRWIN, B.; MAASS, H. Bio-optical characteristics of diatom and prymnesiophyte populations in the Labrador Sea. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 201, p. 91–106, 2000.

SZETO, M. et al. Are the world's oceans optically different? **Journal of Geophysical Research**, v. 116, n. July, p. C00H04, 4 out. 2011.

TASSAN, S.; FERRARI, G. M. An alternative approach to absorption measurements of aquatic particles retained on filters. **Limnol. Oceanogr.**, v. 40, n. 8, 1358-1368 p., 1995.

TASSAN, S.; FERRARI, G. M. Measurement of light absorption y aquatic particles retained on filters: determination of the optical pathlength amplification by the "transmittance-reflectance" method. **Journal of Plankton Research**, v. 20, n. 9, p. 1699-1709, 1998.

TASSAN, S.; FERRARI, G. M. A sensitivity analysis of the 'Transmittance-Reflectance' method for measuring light absorption by aquatic particles. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 8, p. 757-774, 2002.

THORNTON, A.; STEEL, A.; RAST, W. Reservoirs. In: CHAPMAN, B. (Ed.). **Water quality assessments - a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 2 ed. CRC Press. 650p. 1996. ISBN-10:0419216006.

TILSTONE, G. H.; MOORE, G. F.; SORENSEN, K.; DOERFFER, R.; ROTTGERS, R.; RUDDICK, K.; PASTERKAMP, R.; JORGENSEN, P. V. **REVAMP Regional Validation of MERIS Chlorophyll products in North Sea coastal waters.**, 78 Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 2002.

TriOS. **RAMSES hyperspectral radiometer manual.** Rastede (Germany): TriOS Optical Sensor, 2010.

TUBINO, N. Seca no sudeste: uma realidade assustadora. **Carta Maior**, São Paulo, 05 ago. 2014. Disponível em: < <http://www.cartamaior.com.br/?/Editoria/Meio-Ambiente/Seca-no-Sudeste-uma-realidade-assustadora/3/31534>>. Acesso em: 26 nov. 2014.

TUNDISI, J. G. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: HENRY, R. (ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.** Botucatu, SP: FUNDBIO/ FAPESP, 1999. 800 p.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; PARESCHI, D. C.; LUZIA, A. P.; VON HAELING, P. H.; FROLLINI, E. H. A bacia hidrográfica do Tietê/Jacaré: estudo de caso em pesquisa e gerenciamento. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 159-172, 2008.

VAN ZEE, H; HANKINS, D.; De LESPINASSE, C.; BRICAUD, A.; ZANEVELD, R. **AC-9 and AC-S protocol document (revision J).** Philomath, OR: WET Labs Inc., 2005. 56p.

VIEIRA, M. S.; FERREIRA, J. R.; CASTRO, P. M. G.; ROCHA, A.A. Aspectos da química da água e do sedimento do Reservatório de Ibitinga (São Paulo – Brasil – 21°45'S e 48° 50'W*). **Boletim do Instituto da Pesca**, São Paulo, v. 28, 1, p. 77-91, 2002.

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

WEAVER, E. C.; WRIGLEY, R. **Factors affecting the identification of phytoplankton groups by means of remote sensing.** Moffet Field: NASA, 1994. 124p.

WET Labs Inc. **Spectral Absorption and Attenuation Meter - AC-S user's guide.** Philomath, OR, 2009.

WETZEL, R. G. **Limnology.** 2. ed. Philadelphia: Saunders College, , 1983.

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems.** 3. ed. Academic press, 2001. 1006 p.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analyses**. New York: Springer-Verlag, 1991.

XIE, H.; AUBRY, C.; BE'LANGER, S.; SONG, G. The dynamics of absorption coefficients of CDOM and particles in the St.-Lawrence estuarine system: Biogeochemical and physical implications. **Marine Chemistry**, v. 128-129, p. 44-56, 2012.

YOSHIMURA, K.; ZAITSU, N.; SEKIMURA, Y.; MATSUSHITA, B.; FUKUSHIMA, T.; IMAI, A. Parameterization of chlorophyll a-specific absorption coefficients and effects of their variations in a highly eutrophic lake: a case study at Lake Kasumigaura, Japan. **Hydrobiologia**, v. 691, p. 157– 169, 2012.

ZANATA, L. H. **Distribuição das populações de Cladocera (Branchiopoda) nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê: uma análise espacial e temporal**. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

ZHANG, Y.; FENG, L.; LI, J.; LUO, L.; YIN, Y.; LIU, M.; LI, Y. Seasonal-spatial variation and remote sensing of phytoplankton absorption in Lake Taihu, a large eutrophic and shallow lake in China. **Journal of Plankton Research**, v. 32, p. 1023–1037, 2010.

APÊNDICE A

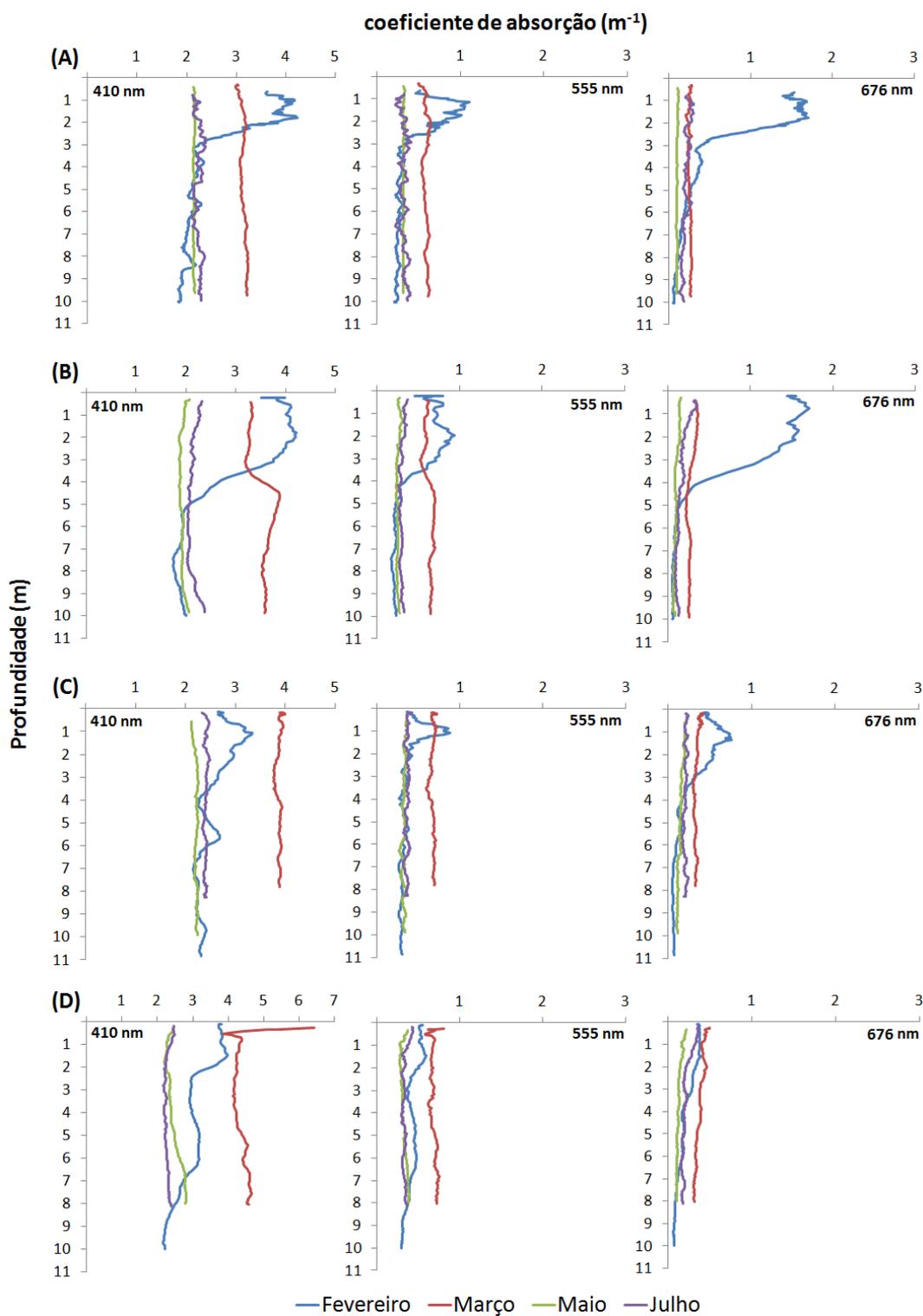


Figura A1 - Coeficiente de absorção temporal das estações (A) P1, (B) P2, (C) P3 e (D) P4, nos comprimentos de onda de 410, 555 e 676 nm.

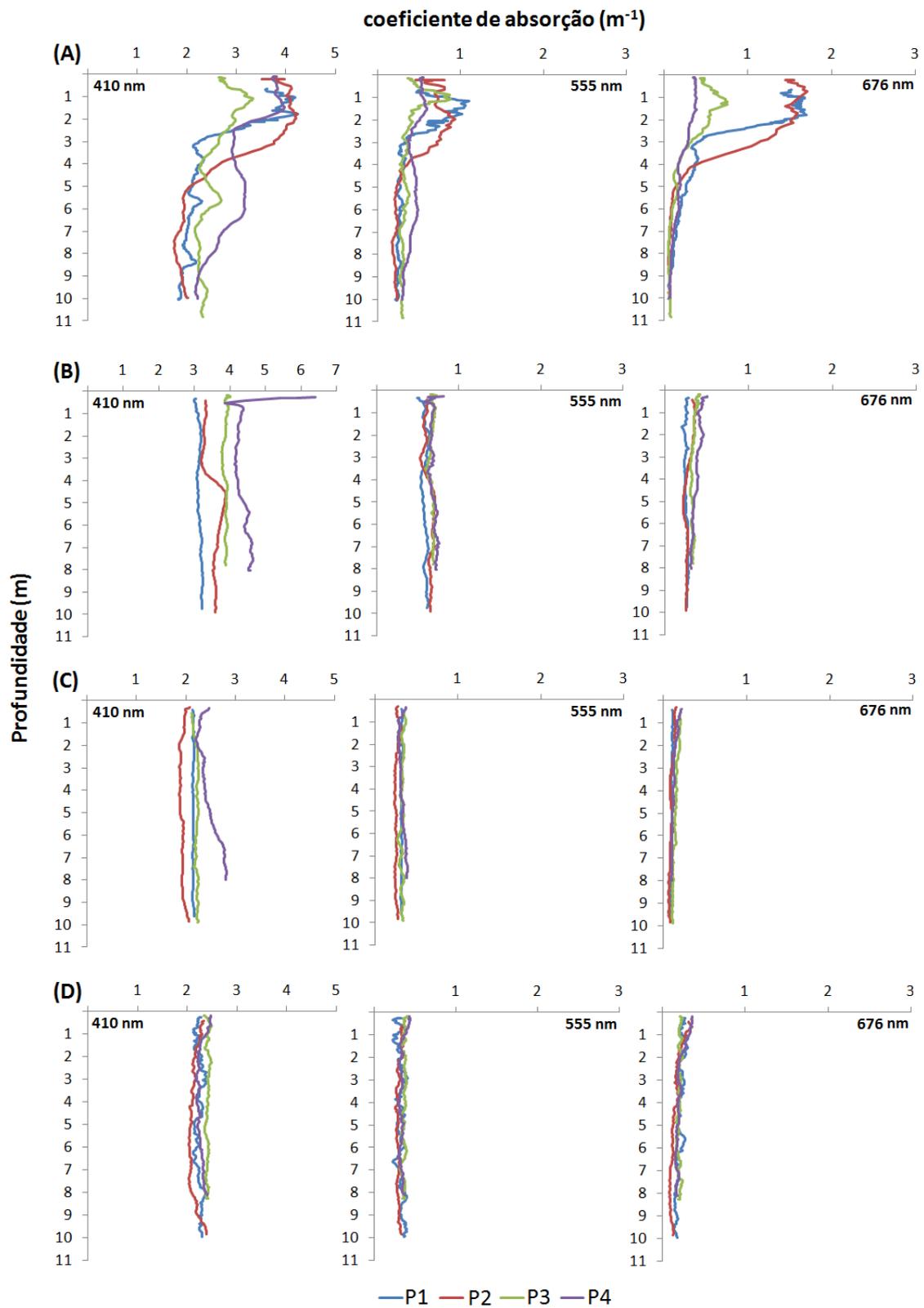


Figura A2 - Coeficiente de absorção espacial dos meses de (A) fevereiro, (B) março, (C) maio e (D) julho, nos comprimentos de onda de 410, 555 e 676 nm.

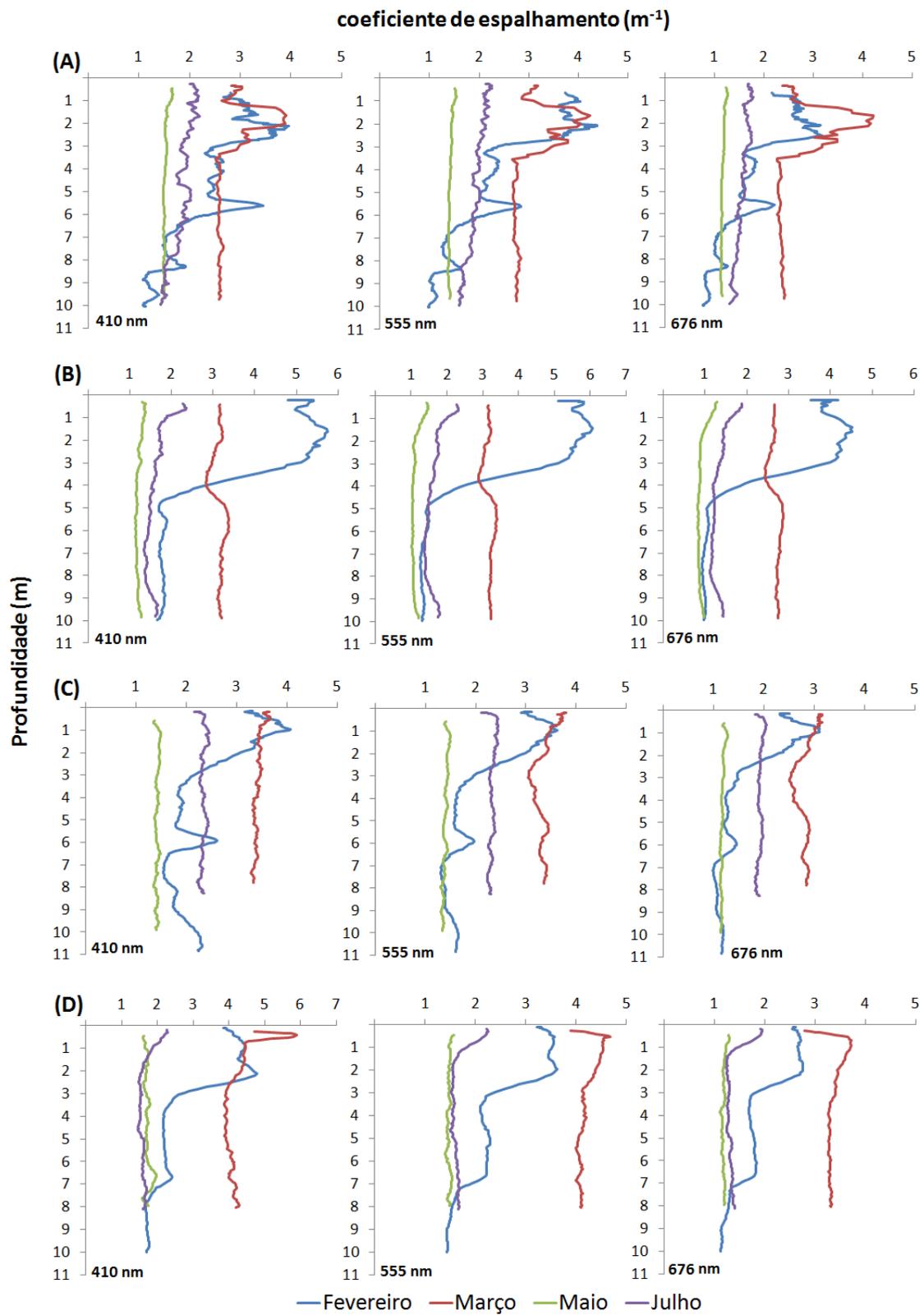


Figura A3 - Coeficiente de espalhamento temporal das estações (A) P1, (B) P2, (C) P3 e (D) P4, nos comprimentos de onda de 410, 555 e 676 nm.

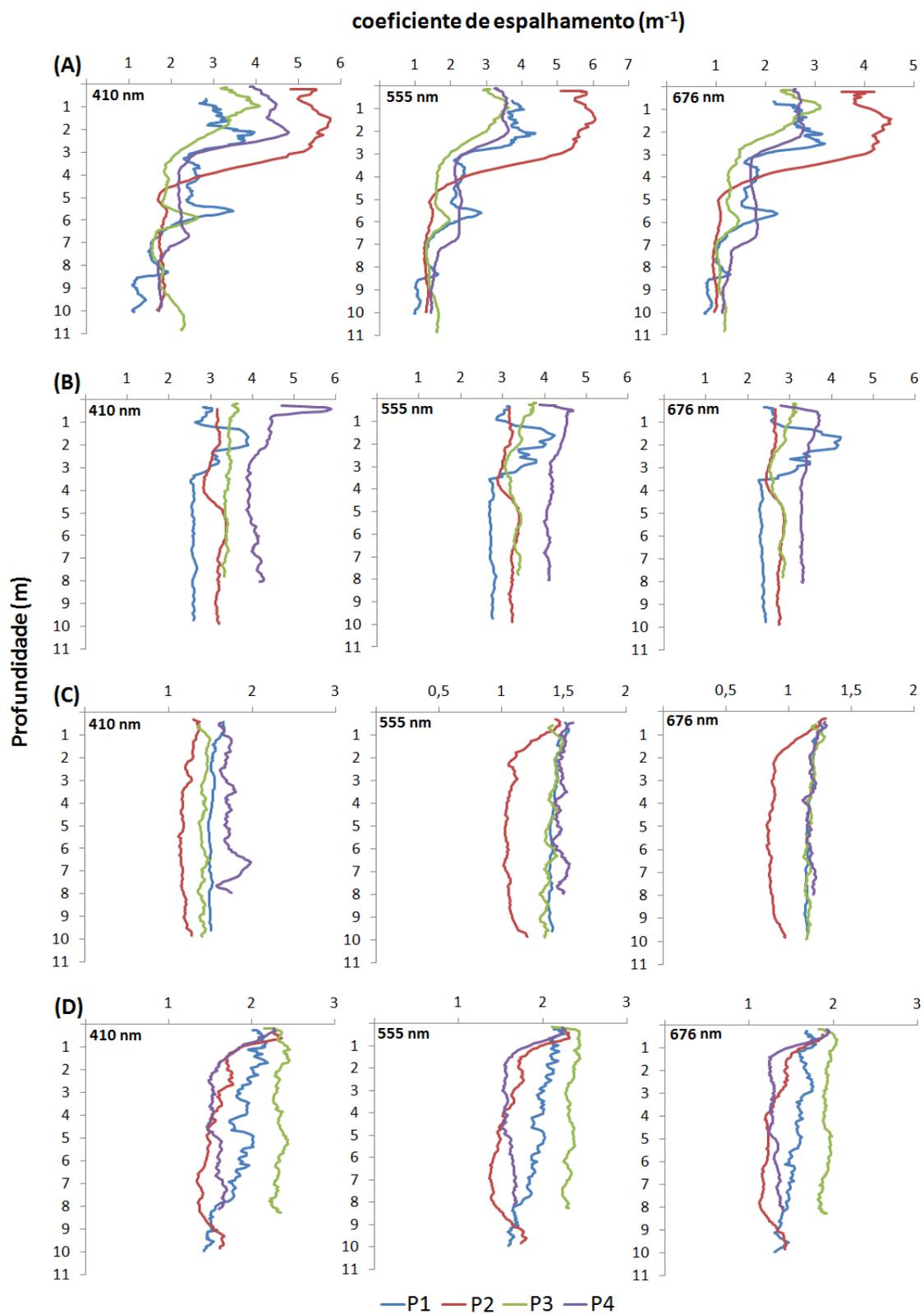


Figura A4 - Coeficiente de espalhamento espacial dos meses de (A) fevereiro, (B) março, (C) maio e (D) julho, nos comprimentos de onda de 410, 555 e 676 nm.

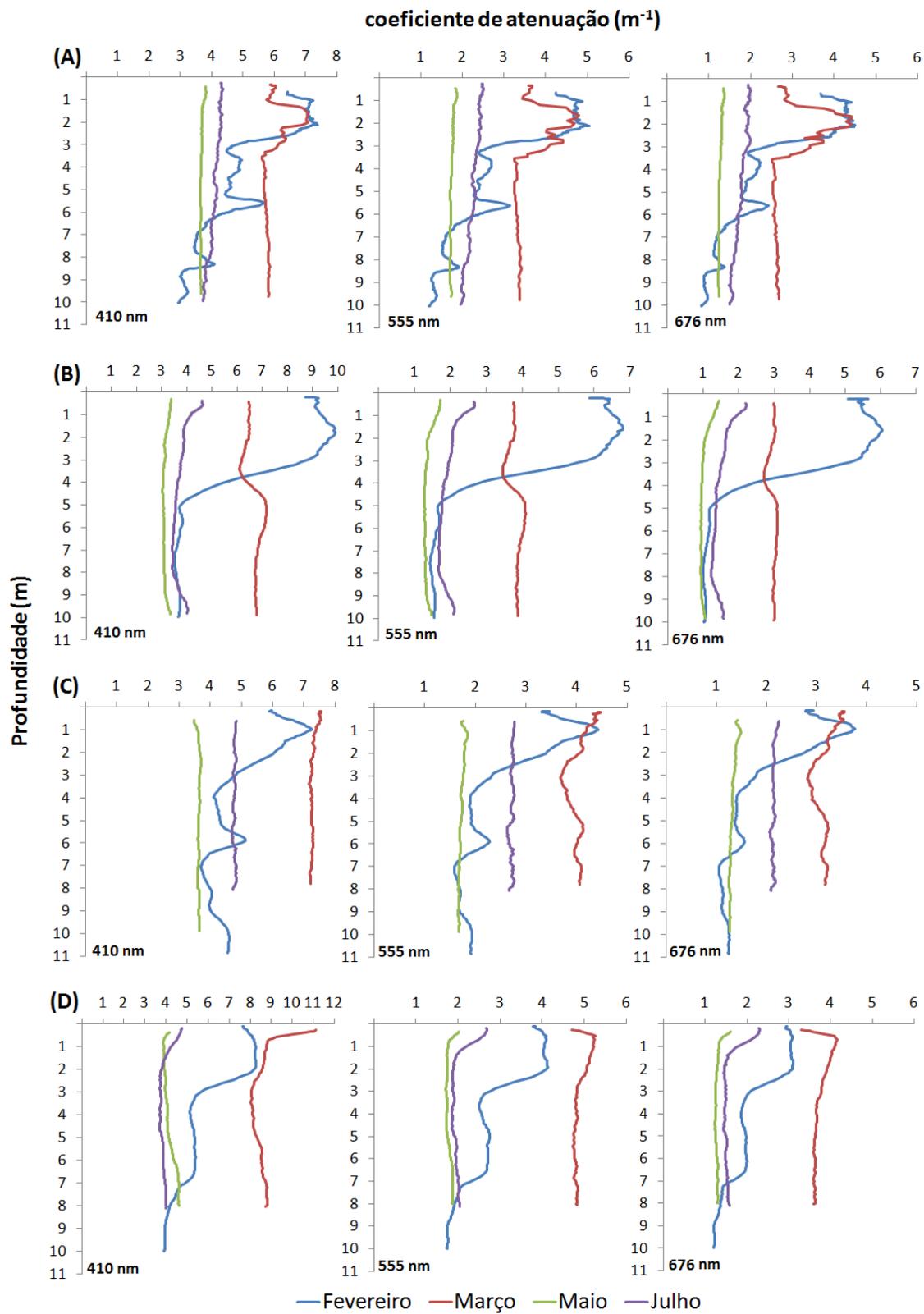


Figura A5 - Coeficiente de atenuação temporal das estações (A) P1, (B) P2, (C) P3 e (D) P4, nos comprimentos de onda de 410, 555 e 676 nm.

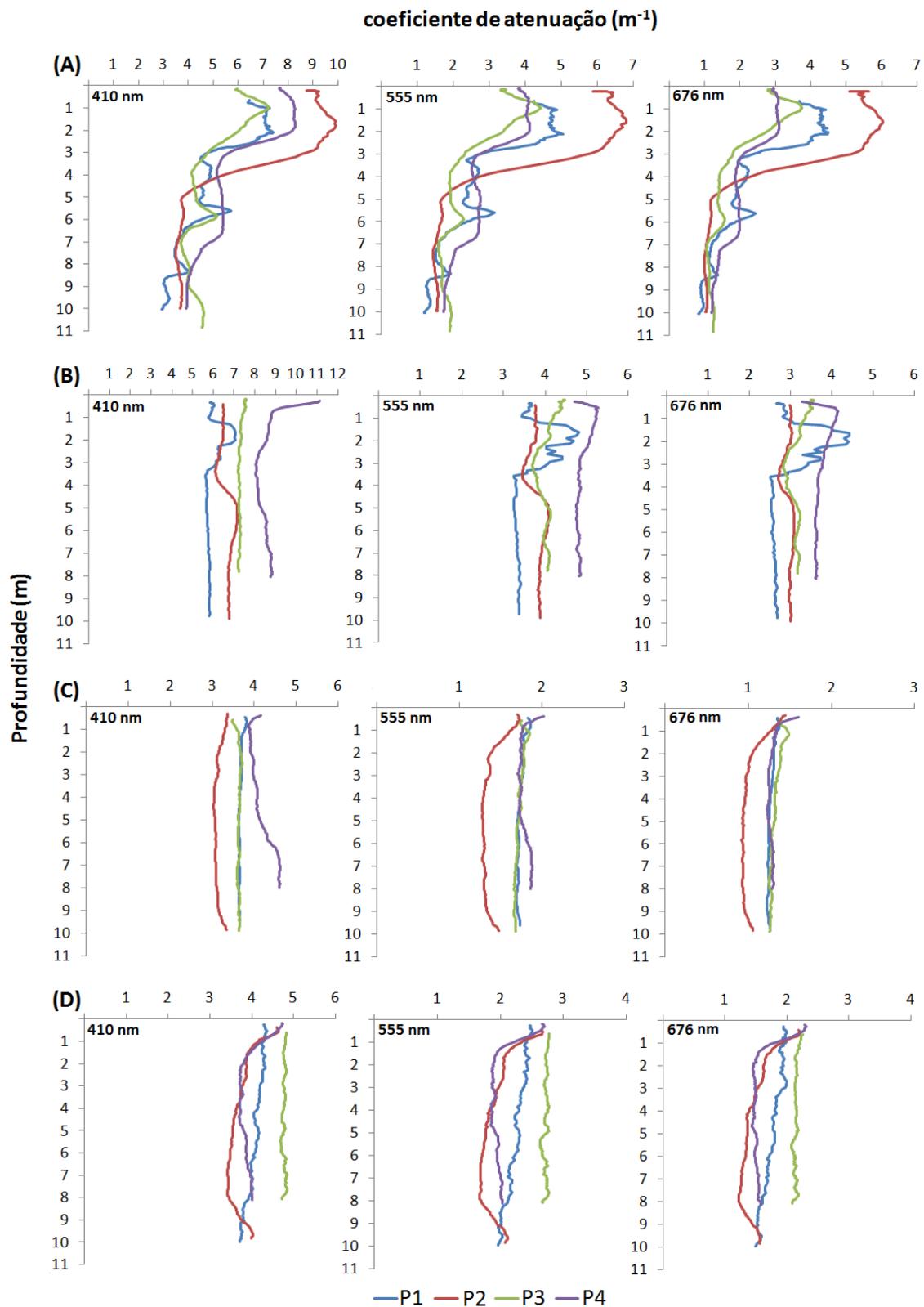


Figura A6 - Coeficiente de atenuação espacial dos meses de (A) fevereiro, (B) março, (C) maio e (D) julho, nos comprimentos de onda de 410, 555 e 676 nm.

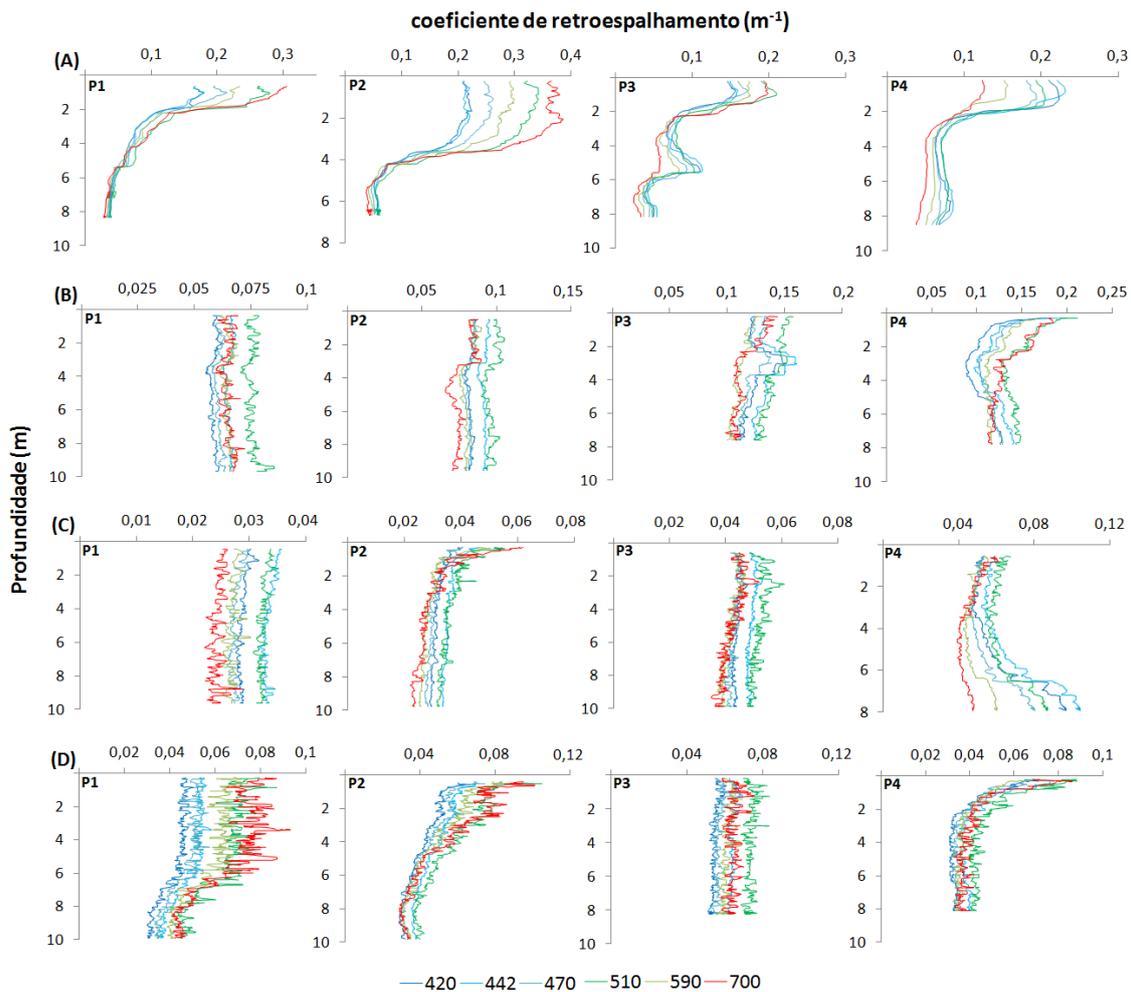


Figura A7 - Coeficiente de retroespalhamento dos meses de (A) fevereiro, (B) março, (C) maio e (D) julho, nos comprimentos de onda de 420, 442, 470, 510, 590 e 700 nm.