

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA E
GEOCIÊNCIAS
MESTRADO EM GEOGRAFIA**

**RELAÇÕES ENTRE VARIÁVEIS ESPECTRAIS E
LIMNOLÓGICAS NO RESERVATÓRIO DA USINA
HIDRELÉTRICA DONA FRANCISCA-RS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Rosana Corazza

**Santa Maria, RS, Brasil
2010**

**RELAÇÕES ENTRE VARIÁVEIS ESPECTRAIS E
LIMNOLÓGICAS NO RESERVATÓRIO DA USINA
HIDRELÉTRICA DONA FRANCISCA/RS**

por

Rosana Corazza

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia e Geociências – Mestrado em Geografia, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito para a obtenção do grau de **Mestre em Geografia**

Orientador: Prof. Dr. Waterloo Pereira Filho

**Santa Maria, RS, Brasil
2010**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA E
GEOCIÊNCIAS
MESTRADO EM GEOGRAFIA**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**RELAÇÕES ENTRE VARIÁVEIS ESPECTRAIS E LIMNOLÓGICAS
NO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA DONA
FRANCISCA/RS**

elaborada por
Rosana Corazza

**como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Geografia**

Comissão Examinadora:

Waterloo Pereira Filho, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)

Albano Schwarzbald, Dr. (UFRGS)

Lênio Soares Galvão, Dr. (INPE)

Santa Maria, 6 de maio de 2010

AGRADECIMENTOS

Ao findar mais uma importante etapa de minha vida, muitos agradecimentos se fazem necessários.

Inicialmente agradeço a toda equipe do Laboratório de Geotecnologias. Aos alunos de graduação: Mônica Marlise Wiggers, Anderson Kobs, Patrícia Pereira Trindade, Greice Silveira, Aline Barrim, Diego de Almeida Prado e outros que trabalharam arduamente nas filtragens, pesagens, calcinagens.... Agradecimentos em especial aos colegas de mestrado Felipe Corrêa; Daniela Wancura Barbieri pela disponibilidade em ajudar nas intermináveis determinações de clorofila-a; à Gisieli Kramer por sua inestimável amizade, alegria e ajuda nos momentos difíceis; à Aline Trentin, amiga e profissional que muito admiro e que sempre esteve disposta a estender seu auxílio, e por fim agradeço à Ana Cláudia Carvalho Giordani, que mesmo distante sempre foi fundamental para meu crescimento profissional e pessoal. Agradeço ao doutorando Flávio Wachholz, por seus ensinamentos e companhia nos inúmeros almoços no restaurante universitário. E no comando desta valorosa equipe esteve o professor Waterloo Pereira Filho, ao qual devo os meus mais sinceros agradecimentos. Certamente sem sua orientação, amizade, confiança e conhecimentos este trabalho não teria sido realizado e as lágrimas seriam muito mais frequentes... Agradeço a todos que participaram dos trabalhos de campo e enfrentaram calor escaldante, chuva, frio, ondas fortes, temporais, motores quebrados, equipamentos perdidos. A dedicação de cada um foi fundamental.

Agradeço a CAPES/REUNI pela concessão da bolsa de mestrado. Ao projeto CNPq nº 484712/200-71 que financiou os trabalhos de campo, aquisição de equipamentos e materiais e ao projeto CAPES nº 0258059, por meio do qual foi possível a realização do Mestrado Sanduíche no INPE, cursos e participações em eventos científicos.

Agradeço imensamente a toda minha família, especialmente aos meus pais Artemio Corazza e Loudes Corazza. Nada do que sou e do que conquistei até hoje seria imaginável se não fosse o vosso exemplo de trabalho, o amor e a confiança em mim depositada. Vocês são meu porto-seguro. Agradeço também ao meu namorado Marcos Ribeiro Trindade por todo seu amor, incentivo, atenção e companhia nos momentos de alegria e de tristeza. Você é meu exemplo de caráter, persistência, é minha inspiração. Agradeço também aos meus futuros sogros por me acolherem como filha e não medirem esforços para me ajudar quando necessário.

Por fim e acima de tudo e de todas as coisas, agradeço a Deus. Sem Tua bondade e proteção eu nada seria.

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Geografia e Geociências
Universidade Federal de Santa Maria

RELAÇÕES ENTRE VARIÁVEIS ESPECTRAIS E LIMNOLÓGICAS NO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA DONA FRANCISCA/RS

AUTORA: ROSANA CORAZZA

ORIENTADOR: WATERLOO PEREIRA FILHO

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 6 de maio de 2010

Os sistemas aquáticos continentais são de fundamental importância para diversas formas de vida. O sensoriamento remoto mostra-se eficaz para o estudo desses sistemas, pois permite o acompanhamento detalhado por meio da utilização de espectrorradiômetros de campo. Inserido neste contexto, o objetivo deste trabalho foi o de analisar as relações entre variáveis espectrais e limnológicas no reservatório da UHE Dona Francisca, com uso de espectrorradiometria de campo e coleta de dados limnológicos. No que tange à metodologia, a primeira fase do trabalho consistiu na coleta de dados limnológicos nos meses de fevereiro, março, abril, junho, julho, agosto e outubro de 2009 e na obtenção de espectros de reflectância no mês de outubro de 2009. Para tal foram utilizados 22 pontos amostrais definidos *a priori*. Em campo e em laboratório determinou-se as seguintes variáveis limnológicas: Clorofila-a (Chl-a), Total de Sólidos em Suspensão (TSS), Carbono Orgânico Dissolvido (COD), profundidade do Disco de Secchi (DS), temperatura da água, Condutividade Elétrica (CE) e pH. Os espectros de reflectância foram adquiridos com uso do espectrorradiômetro portátil de campo *FieldSpec® HandHeld*. Os espectros originais foram analisados qualitativamente e sobre eles aplicadas técnicas de derivação de primeira ordem, mapeamento do ângulo espectral, remoção do contínuo e razão de bandas com o intuito de identificar feições de absorção devidas aos componentes opticamente ativos. Por fim, os dados limnológicos e espectrais foram relacionados utilizando correlações, dispersões e testes de significância. Em relação aos resultados limnológicos constatou-se variação na distribuição espaço-temporal durante o período da pesquisa. A variável Chl-a apresentou correlações estatisticamente significativas (99,9% de confiança) com o DS, TSS, COD e a temperatura. Além disso, o DS e a CE demonstraram estar intrinsecamente relacionadas ao regime de precipitações pluviométricas e o consequente carreamento de material particulado e nutrientes das bacias de captação para o corpo hídrico. Nos resultados espectrais a taxa máxima de reflectância encontrada foi de 16% na faixa espectral do verde, aproximadamente em 590 nm. Verificou-se bandas de absorção em torno de 610 nm e 675 nm. Segundo a literatura, a banda de absorção em 610 nm é devida à absorção pela ficocianina, pigmento fotossintético acessório da Chl-a e presente nas cianobactérias, o que indica a presença destes organismos no estrato fitoplânctônico do reservatório. A banda de absorção em 675 nm é devida à Chl-a e mostrou-se mais pronunciada quanto maior a concentração de Chl-a. As técnicas aplicadas sobre os espectros facilitaram a interpretação e identificação de três grupos espectrais distintos, localizados em setores diferentes no reservatório: um no setor do rio Jacuí (extremo montante), outro no setor do rio Jacuizinho (tributário) e outro após a confluência destes rios (setor intermediário até o dique). Os testes estatísticos demonstraram que no mês de outubro de 2009 a reflectância esteve relacionada de forma estatisticamente significativa com a Chl-a, que se configurou como o principal componente opticamente ativo da água do reservatório Dona Francisca.

Palavras-chave: Reservatório UHE Dona Francisca, Comportamento Espectral da Água, Limnologia, Clorofila-a.

ABSTRACT

Master Thesis

Post-Graduation Program in Geography and Geosciences
Federal University of Santa Maria

RELATIONS BETWEEN THE VARIABLES SPECTRAL AND LIMNOLOGICAL OF DONA FRANCISCA/RS'S HYDROELECTRIC POWERHOUSE RESERVOIR

AUTHOR: ROSANA CORAZZA

ADVISER: WATERLOO PEREIRA FILHO

Date and Place of Defense: Santa Maria, May the 6th of 2010.

Continental water systems have main importance to a variety of living beings. The terrestrial remote sensing has been efficient for the study of such systems, since it allows their detailed monitoring by means of field spectroradiometers. Inserted in this context, the aim of this study was to analyze the relation between spectral variables and limnological of Dona Francisca's Hydroelectric Powerhouse reservoir, using spectroradiometry field data collection and limnology. Concerning methodology, the first stage of the study is constituted by limnological data collected in February, March, April, June, July, August and October of the year 2009, and in the obtaining of reflectance specters in October of 2009. For this aim one used 22 sample points that were defined *a priori*. In field and in laboratory, one determined the following limnological variables: chlorophyll-a, total suspended solids, dissolved organic carbon, Secchi disk depth, water temperature, electric conductivity and pH. The reflectance specters were acquired by field portable spectrometers *FieldSpec® HandHeld*. The original specters were qualitatively analyzed and one applied first order derivation technique, mapping the spectral angle, continuum removal and band reason with the aim of identifying features of absorption due to active optical components. Finally, limnological and spectral data were related by the use of correlations, dispersions and significance tests. Concerning limnological results, one found variation in the space-time distribution during the research period. The chlorophyll-a variable presented statistically significant correlations (99.9% of trust) with Secchi disk, with the total suspended solids, dissolved organic carbon and the temperature. Besides, limnological variables evidenced relationship with pluviometric precipitation regime and the consequent carrying of particled material and nutrients from the capturing bays to the hydric body. In spectral results, the maximum reflectance tax was 16% in green spectral level, approximately in 590 nm. One verified the absorption bands around 610 nm and 675 nm. According to the literature, the absorption band in 610 nm occurs because of the absorption of ficocyanine, an auxiliary photosynthetic pigment of chlorophyll-a, that is present in cyanobacterias, which indicates the existence of such organisms in the phytoplanktonic extract of the reservoir. The absorption band in 675 nm occurs due to chlorophyll-a, and it has shown to be more prominent as the pigment concentration increased. The techniques that were applied on specters made easier the interpretation and identification of the three distinct spectral groups, which were located in different sections of the reservoir: one in Jacuí River section (extreme amount), another in the Jacuizinho River section (tributary), and the other beyond the confluence of these two rivers (intermediate section until the dyke). The statistical tests evidenced that in the month of October of 2009 the reflectance was significantly statistically related to chlorophyll-a, which constituted the main optically active component that was active in Dona Francisca's reservoir water.

Key-words: Dona Francisca's Reservoir, Water Spectral Behavior, Limnology, Chlorophyll-a.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. 1 - Dados dos municípios limítrofes ao reservatório da UHE Dona Francisca.....	5
Tabela 2. 1 - Características dos principais filos de algas.....	15
Tabela 2. 2 - Bandas de absorção dos pigmentos fotossintetizantes.....	17
Tabela 4. 1 - Matriz de correlação entre as variáveis limnológicas.....	50

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. 1- Localização do reservatório da UHE Dona Francisca no contexto do RS, com destaque para as bacias hidrográficas de contribuição direta e à bacia do rio Jacuizinho.	4
Figura 1. 2 - Mapa de uso do solo da bacia hidrográfica do rio Jacuizinho e das bacias de contribuição direta do reservatório da UHE Dona Francisca – março de 2009	6
Figura 1. 3 - Fotografias digitais representativas do sistema aquático e terrestre da UHE Dona Francisca.....	7
Figura 2. 1 - Coeficiente de absorção (A) e de espalhamento (B) da água pura.	11
Figura 2. 2 - Coeficientes de absorção da água pura, dos componentes opticamente ativos e a absorção total resultante.	13
Figura 2. 3 - Variação da reflectância em função de diferentes concentrações de Chl-a.....	17
Figura 2. 4 - Curvas de reflectância com diferentes concentrações de sólidos em suspensão.	22
Figura 2. 5 - Absorção da matéria orgânica dissolvida.	24
Figura 2. 6 - Fator de reflectância bidirecional para diferentes concentrações de MOD (mg/L) medidas em laboratório.	25
Figura 3. 1 - Fluxograma de desenvolvimento da pesquisa	33
Figura 3. 2 - Localização dos pontos amostrais utilizados nos trabalhos de campo – Imagem Landsat TM5 de 20/07/2007, composição 243RBG	35
Figura 3. 3 - Geometria de aquisição dos dados espectrorradiométricos em superfícies aquáticas.	40
Figura 4.1 - Precipitação pluviométrica mensal média na bacia hidrográfica do reservatório Dona Francisca.	43
Figura 4. 2 – Variação da temperatura do ar e da água para os dias dos trabalhos de campo no reservatório Dona Francisca.	44
Figura 4. 3 - Precipitação pluviométrica nos 30 dias de antecedência aos trabalhos de campo	45

Figura 4. 4 - Mapa de profundidade do reservatório Dona Francisca no mês de outubro de 2009	46
Figura 4. 5 – Valores médios mensais e desvio padrão das variáveis limnológicas e precipitação pluviométrica acumulada nos 30 dias de antecedência aos trabalhos de campo. 48	
Figura 4. 6 - Distribuição espacial mensal da Chl-a.....	53
Figura 4. 7 - Distribuição espacial mensal do TSS.	55
Figura 4. 8 - Distribuição espacial mensal do COD.....	57
Figura 4. 9 - Distribuição espacial mensal do DS	59
Figura 4.10 - Distribuição espacial mensal da temperatura da água.	60
Figura 4. 11 - Distribuição espacial mensal da CE.	62
Figura 4. 12 - Distribuição espacial mensal do pH.	64
Figura 4. 13 - Fotografias representativas da cor da água dos pontos amostrais no momento de coleta dos dados espectrais.....	66
Figura 4. 14 - Profundidade do DS e concentração da Chl-a, do TSS e do COD no reservatório Dona Francisca em 23 de outubro de 2009.	67
Figura 4. 15 - Espectros de reflectância dos 22 pontos amostrais do reservatório Dona Francisca em 23 de outubro de 2009.....	67
Figura 4. 16 - Derivada de primeira ordem dos espectros de reflectância de Dona Francisca.70	
Figura 4. 17 - Classificação dos espectros de reflectância de Dona Francisca com auxílio do algoritmo SAM.....	71
Figura 4. 18 - Remoção do contínuo dos espectros de reflectância de Dona Francisca.....	73
Figura 4. 19 - Remoção do contínuo na faixa entre 600 e 700 nm dos espectros de reflectância de Dona Francisca.	74
Figura 4. 20 - Profundidades de banda dos pontos amostrais em 610 e 676 nm.....	75
Figura 4. 21 - Correlograma entre reflectância e variáveis limnológicas.....	75
Figura 4. 22 - Diagramas de dispersão entre Chl-a e a reflectância em comprimentos de onda específicos.	76
Figura 4. 23 - Correlograma entre a primeira derivada da reflectância e variáveis limnológicas.	77
Figura 4. 24 - Diagramas de dispersão entre a Chl-a e a primeira derivada da reflectância em comprimentos de onda específicos.	78
Figura 4. 25 - Correlograma entre a reflectância normalizada pela remoção do contínuo e variáveis limnológicas.	79

Figura 4. 26 - Diagramas de dispersão entre as concentrações de Chl-a dos pontos amostrais e as profundidades das bandas de absorção em 610 e 676 nm.....	79
Figura 4. 27 - Diagrama de correlação entre as razões de bandas e os componentes opticamente ativos.	81

SUMÁRIO

Agradecimentos.....	iv
Resumo.....	v
Abstract.....	vi
Lista de Tabelas.....	vii
Lista de Ilustrações.....	viii

CAPÍTULO I.....	1
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Características da área de estudo	4
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	9
2.1 Sensoriamento remoto da água.....	10
2.1.1 Processos de interação da radiação eletromagnética com a água.....	10
2.1.2 Propriedades ópticas inerentes e aparentes da água	12
2.2 Componentes opticamente ativos da água.....	14
2.2.1 Efeitos da presença de clorofila na reflectância da água.....	14
2.2.2 Material particulado em suspensão	20
2.2.3 Matéria orgânica dissolvida.....	23
2.2.4 Técnicas para análise de espectros	25
2.2.4.1 Análise derivativa.....	26
2.2.4.2 Cálculo da profundidade das bandas de absorção.....	27
2.2.4.3 Razão de bandas.....	27
2.2.4.4 Spectral Angle Mapper (SAM).....	28
2.3 Limnologia	29
2.3.1 Transparência da água e as variáveis limnológicas	29
2.3.2 Medidas estatísticas	31
3 METODOLOGIA.....	33
3.1 Trabalhos de campo e localização dos pontos amostrais	33
3.2 Medidas das variáveis limnológicas	35
3.3 Mapeamento das variáveis limnológicas.....	38
3.4 Medidas espectrorradiométricas	39

3.5	Características do ponto amostral, do seu entorno e condições atmosféricas.....	41
3.6	Análise e integração de dados limnológicos e de sensoriamento remoto.....	41
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
4.1	Dados de precipitação.....	43
4.2	Variáveis limnológicas	47
4.2.1	Correlação entre variáveis limnológicas	50
4.2.2	Distribuição espaço-temporal das variáveis limnológicas.....	51
4.3	Medidas espectrorradiométricas da água.....	65
4.3.1	Reflectância da água e os componentes opticamente ativos	65
4.3.2	Técnicas para análise de espectros	69
4.4	Correlação entre a resposta espectral da água e as variáveis limnológicas ..	75
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	82
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	86

1 INTRODUÇÃO

Desde o reconhecimento da Geografia como Ciência no século XVIII, tendo como objetivo primordial a descrição da Terra (*Geo*: Terra e *Graphos*: descrição), muitas técnicas foram desenvolvidas e/ou importadas de outras Ciências com o intuito de facilitar a descrição e compreensão das características e fenômenos que se estabelecem sobre a superfície terrestre. Após meados no século XX o sensoriamento remoto passou a ser integrado paulatinamente aos estudos geográficos e atualmente apresenta crescente utilização e importância, especialmente no que se refere ao planejamento geográfico (ambiental, rural ou urbano) e ao monitoramento e estudo do meio-ambiente.

No contexto do sensoriamento remoto as pesquisas relacionadas ao comportamento espectral de alvos da superfície terrestre como a água, a vegetação, os solos e os minerais são de extrema importância, pois fornecem subsídios à interpretação dos produtos gerados. Através das respostas espectrais de corpos hídricos continentais ou marinhos é possível verificar a composição da água, bem como identificar e acompanhar situações problemáticas como o florescimento de algas com potencial toxicológico ou grandes descargas de material particulado inorgânico em suspensão.

Novo (1998) explica que o monitoramento da qualidade da água é um campo de aplicação da tecnologia do sensoriamento remoto bastante promissor. Algumas das características da água que podem ser detectadas por sensores remotos são: a presença de algas e macrófitas aquáticas, a quantidade de sólidos em suspensão, as concentrações de clorofila e a transparência da água, visto que tais variáveis alteram a coloração da água.

São inúmeros os trabalhos desenvolvidos com o emprego do sensoriamento remoto para o estudo de ambientes aquáticos. Ao retomarmos somente pesquisas recentes realizadas sobre o comportamento espectral da água em reservatórios brasileiros, os quais apresentam grande importância principalmente para abastecimento e produção de energia elétrica, obtêm-se um grande número de trabalhos, dentre os quais: “Caracterização espectral do reservatório de Itá – Sul do Brasil” (Pereira Filho 2003); “Análise quantitativa do comportamento espectral da Clorofila-a no reservatório de Salto Grande (SP)” (Londe, *et al.*, 2006); “Análise de propriedades ópticas da água do reservatório Rodolfo Costa e Silva - Itaara, RS, Brasil, usando dados espectrais de campo e imagens orbitais multiespectrais” (Breunig *et al.*, 2007) e

“Detecção de componentes opticamente ativos no reservatório de Itupararanga a partir de imagens hiperespectrais: uma aplicação de análise derivativa” (Galo, 2008). Dentre as Dissertações de Mestrado cita-se: “Sensoriamento remoto aplicado ao estudo do comportamento espectral da água no reservatório Passo Real – RS” (Trentin, 2009) e como Tese de Doutorado tem-se: “Comportamento espectral do fitoplâncton de um reservatório brasileiro eutrofizado – Ibitinga (SP)” (Londe, 2008).

Tendo em vista o grande potencial de uso do sensoriamento remoto como aliado aos estudos de ambientes aquáticos, o tema central da presente Dissertação de Mestrado refere-se à identificação do comportamento espectral do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) Dona Francisca, situada na região central do Estado do Rio Grande do Sul. Para este fim, além das respostas espectrais obtidas *in situ* com uso de um espectrorradiômetro de campo, fez-se necessário o estudo limnológico do reservatório para a compreensão de sua dinâmica aquática e posterior correlação com os dados espectrais, o que conduz ao aumento da confiabilidade na interpretação dos resultados obtidos.

A construção de usinas hidrelétricas no Brasil alcançou grande desenvolvimento no século XX, quando o volume de águas represadas para a produção de hidroeletricidade aumentou consideravelmente. Em função do desenvolvimento industrial e sócio-econômico, as principais bacias hidrográficas brasileiras foram reguladas pela construção de reservatórios com a finalidade de geração de energia hidrelétrica, que corresponde a 85% do total da energia produzida no país. Entretanto, os reservatórios isoladamente ou em cascata constituem um importante impacto qualitativo e quantitativo nos principais ecossistemas de água doce (Esteves, 1998; Tundisi, 2005; Tundisi *et al.*, 2006-a).

A transformação de um ecossistema aquático lótico (rio) em lêntico (lago artificial) acarreta efeitos negativos na região à montante do dique com destaque para o aumento das taxas de sedimentação, proliferação de comunidades de macrófitas aquáticas (principalmente as flutuantes) e maior possibilidade de ocorrência do processo de eutrofização, sobretudo se áreas florestadas ou agrícolas forem submersas (Esteves, 1998).

O reservatório da UHE Dona Francisca foi construído no rio Jacuí, o qual apresenta extrema importância para o contexto do Rio Grande do Sul devido a sua grande extensão e área abrangida pela bacia hidrográfica, a qual é uma das principais contribuintes do Lago Guaíba (COAJU, 2008). A maior parte da demanda hídrica da bacia do Jacuí se dá para a irrigação agrícola. Como situação de conflito destaca-se o uso para a geração de energia em grandes barragens e o conseqüente alagamento de terras, além da expansão de pivôs de irrigação central (COAJU, 2008). O reservatório Dona Francisca é o mais recente de uma

série em cascata que apresenta os seguintes reservatórios de UHEs no sentido de montante para jusante: Ernestina, Passo Real, Jacuí, Itaúba e Dona Francisca. Seu funcionamento iniciou-se em 2001 e apresenta poucos estudos desenvolvidos até o presente momento.

Dentre os trabalhos realizados na área da barragem envolvendo limnologia pode-se citar: “Programa de monitorização da qualidade das águas superficiais: programas ambientais UHE Dona Francisca” (Schwarzbold, 1999); “Contribuição à gestão ambiental da UHE Dona Francisca através de modelo de simulação de qualidade de água” (Prates, 2000); “Alterações espaciais e temporais de características limnológicas resultantes da transformação rio-reservatório” (Rodrigues, 2002) e “Limnologia do reservatório da UHE Dona Francisca – RS” (Strassburguer e Pereira Filho, 2003). Alguns dos trabalhos produzidos em relação à bacia hidrográfica do reservatório foram: “Mapeamento do uso da terra por compartimento geomorfológico da sub-bacia da barragem Dona Francisca - RS com imagens multiespectrais TM do Landsat 5” (Friedrich, 1993) e “Organização do espaço e conflitos ambientais no entorno do reservatório da UHE Dona Francisca – RS” (Farenzena, 2006).

Vislumbra-se através da presente Dissertação de Mestrado a possibilidade de diminuir a carência de pesquisas no reservatório Dona Francisca, especialmente no que se refere à utilização do sensoriamento remoto como principal recurso no estudo do ambiente aquático, associando-o à espacialização e acompanhamento temporal das variáveis limnológicas. A possibilidade de realizar monitoramentos frequentes de corpos hídricos é interessante para vários setores. Para a produção de energia elétrica uma das preocupações é assoreamento dos reservatórios ocasionado pela diminuição da velocidade da água e conseqüente precipitação dos sedimentos suspensos. Este fenômeno pode comprometer a geração de energia elétrica a médio e longo prazo, especialmente em reservatórios que apresentem bacias hidrográficas eminentemente agrícolas, nas quais sejam utilizadas técnicas de revolvimento do solo. Além disso, os represamentos causam impactos diretos sobre os ecossistemas locais e que podem se intensificar quando há sucessão de barragens em um mesmo rio, caso do rio Jacuí.

Levando em consideração o exposto, a Dissertação de Mestrado objetiva analisar as relações entre variáveis espectrais e limnológicas no reservatório da UHE Dona Francisca, com uso de espectrorradiometria de campo e coleta de dados limnológicos. No que tange aos objetivos específicos têm-se:

- Avaliar a variação temporal e a distribuição espacial das variáveis limnológicas: clorofila-a, totais de sólidos em suspensão, carbono orgânico dissolvido, temperatura da água, condutividade elétrica e pH, além da profundidade do disco de Secchi e dados de precipitação pluviométrica;

- Verificar a influência relativa dos componentes opticamente ativos (COAs) sobre a resposta espectral da água;
- Correlacionar os parâmetros espectrais (reflectância, valores da primeira derivada da reflectância, profundidade das bandas de absorção e razões de reflectância dos espectros) e os componentes opticamente ativos da água.

É importante destacar que a Dissertação de Mestrado encontrou-se inserida no contexto do projeto CNPq “Caracterização espectral e limnológica de ambientes lênticos no Rio Grande do Sul, com abordagem espaço-temporal” (número 484712/200-71) e do projeto CAPES “Desenvolvimento de estudos e métodos para análise das características da água no contexto espaço-temporal” (número 0258059).

1.1 Características da área de estudo

O reservatório da UHE Dona Francisca está localizado na região Central do Estado do Rio Grande do Sul (RS) – Brasil, conforme pode ser verificado na Figura 1.1. Encontra-se construído no alto curso do rio Jacuí, e abrange na margem direita do rio terras do município de Nova Palma e Pinhal Grande e na margem esquerda, terras dos municípios de Agudo, Ibarama, Estrela Velha e Arroio do Tigre. Na Figura 1. 1 é demonstrada somente a bacia hidrográfica do rio Jacuizinho, localizada na margem esquerda do rio Jacuí, e as bacias de contribuição direta ao reservatório (margem direita), excluídas as áreas de captação dos reservatórios à montante: Itaúba, Jacuí, Passo Real e Ernestina.

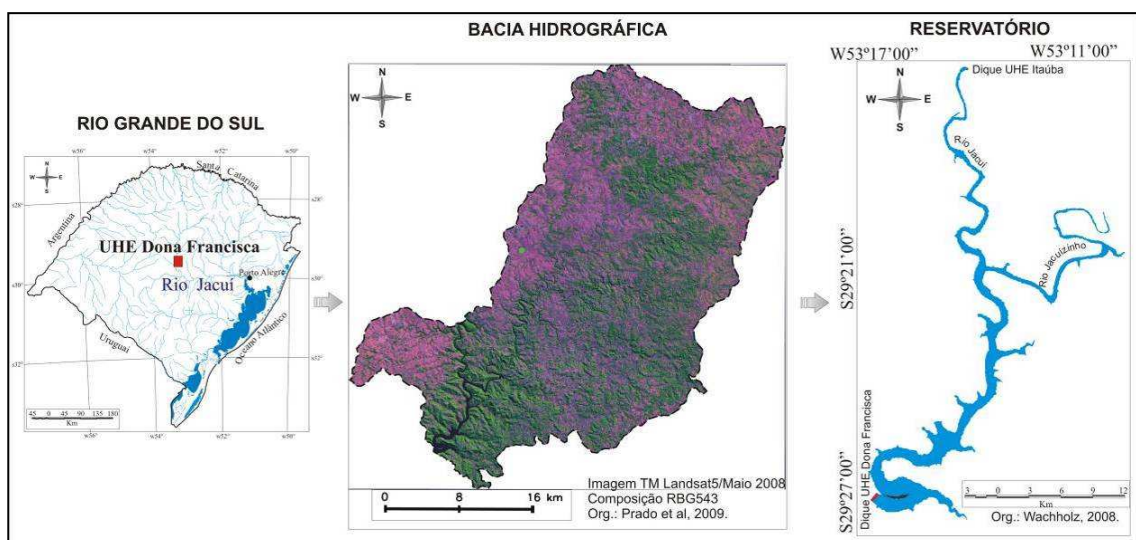


Figura 1. 1- Localização do reservatório da UHE Dona Francisca no contexto do RS, com destaque para as bacias hidrográficas de contribuição direta e à bacia do rio Jacuizinho.

De acordo com CEEE, DFESA (2001, apud PEREIRA FILHO, 2003), a Usina Hidrelétrica Dona Francisca faz parte do sistema Jacuí de geração de energia e está a jusante da UHE Itaúba. À montante de Itaúba encontram-se ainda, as UHE de Jacuí, Passo Real e Ernestina. A UHE Dona Francisca foi inaugurada em maio de 2001, com capacidade de geração de 125 MW, capacidade que permite abastecer uma cidade de 350 mil habitantes. A área do lago perfaz 2.316,00 hectares e a área total 7.316,16 hectares. Foram atingidas 518 propriedades rurais com o enchimento do reservatório.

Embora os primeiros estudos para a instalação da UHE Dona Francisca tenham iniciado em 1968, as obras de construção começaram em 1998 e esta foi a primeira hidrelétrica construída no RS em consonância com a moderna legislação ambiental. A usina entrou em funcionamento parcial em fevereiro de 2001, sendo oficialmente inaugurada no dia 21 de maio do mesmo ano (CEEE, 1989, apud FARENZENA, 2006).

De acordo com Bernardes (1997, apud FARENZENA, 2006) a área atingida pelo reservatório da Usina Hidrelétrica Dona Francisca foi colonizada principalmente por imigrantes italianos e alemães, que passaram a desenvolver a agricultura em pequenas propriedades. No período da colonização (com início no século XIX), o Rio Jacuí ainda não era aproveitado para a geração de energia elétrica, todavia apresentava relevante importância, pois servia como a principal via de acesso para os colonizadores atingirem o interior do Estado e também como um condensador da população às suas margens, onde encontravam áreas planas para o desenvolvimento da agricultura, disponibilidade de água e alimentos.

Os municípios limítrofes ao reservatório atualmente caracterizam-se por apresentar baixa densidade demográfica e um grande percentual de população rural, conforme pode ser visualizado na Tabela 1.1.

Tabela 1. 1 - Dados dos municípios limítrofes ao reservatório da UHE Dona Francisca

Municípios	População total	População urbana	População rural	Área (km²)	Dens. demográfica (hab./ km²)
Agudo	17.455	5.655	11.800	536	32.6
Arroio do Tigre	12.216	5.270	6.946	319	38.3
Estrela Velha	3.691	667	3.024	282	13.1
Ibarama	4.454	956	3.498	193	23.1
Nova Palma	6.312	2.664	3.648	314	20.1
Pinhal Grande	4.725	3.219	3.813	477	9.9
	<i>Total:</i> 48.853	<i>Total:</i> 18.431	<i>Total:</i> 32.729	<i>Total:</i> 2.121	<i>Média:</i> 22.8

Fonte: IBGE, Censo Demográfico 2000.
Org.: CORAZZA, R., 2009

A população rural está organizada, basicamente, em pequenas propriedades familiares (Pereira Filho, 2003). Esses municípios têm sua base econômica no setor primário, onde se destaca o cultivo da soja nas áreas de Planalto; do arroz nas planícies aluviais; do fumo, milho, trigo e feijão nas áreas de encosta, inclusive nas encostas íngremes; e de uma pecuária pouco expressiva. Os setores secundário e terciário ainda são pouco desenvolvidos, e destacam-se em ambos os municípios atividades industriais ligadas ao beneficiamento da produção agrícola (Farenzena, 2006).

A Figura 1.2 refere-se à classificação supervisionada de uma imagem do satélite Landsat 5, sensor TM, de março de 2009. Através dela é possível verificar a distribuição das áreas agrícolas na bacia hidrográfica, com predomínio da soja, milho e arroz neste período. Também é possível identificar a presença de vastas áreas florestais preservadas, decorrentes principalmente das elevadas declividades que dificultam o acesso.

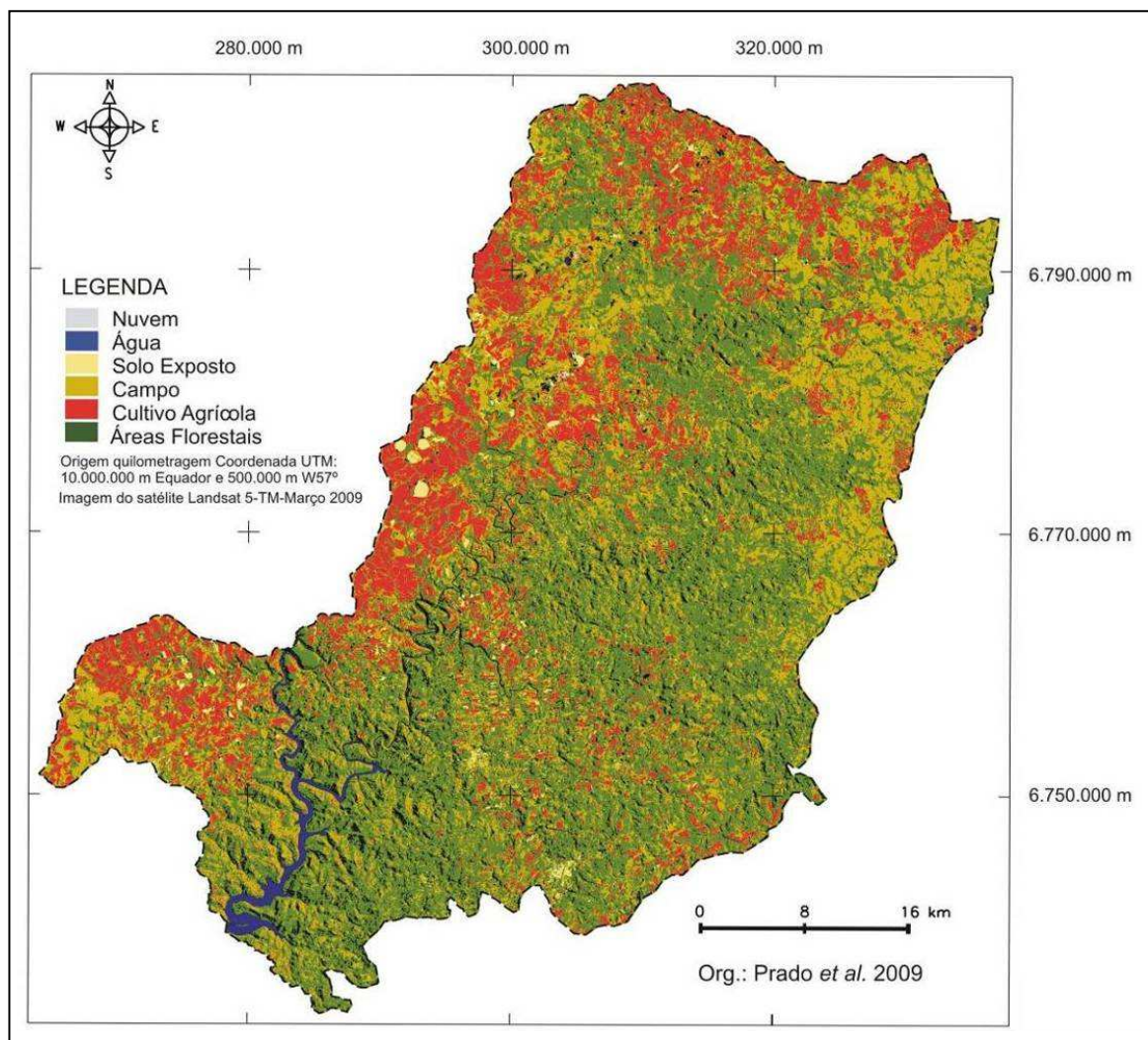


Figura 1. 2 - Mapa de uso do solo da bacia hidrográfica do rio Jacuizinho e das bacias de contribuição direta do reservatório da UHE Dona Francisca – março de 2009

Em relação à geomorfologia, o reservatório encontra-se inserido em uma faixa de transição, situada entre o Planalto Meridional do Sul do Brasil (Planalto e Rebordo) e a Depressão Central (CEEE, 1989, apud FARENZENA, 2006). A área da UHE Dona Francisca compreende, essencialmente, rochas vulcânicas (Formação Serra Geral) relacionadas ao final da evolução da Bacia do Paraná, no Mesozóico. Estas rochas vulcânicas se sobrepõem aos sedimentos arenosos e areno-siltosos das formações Botucatu e Rosário do Sul e são sobrepostas pelos sedimentos heterogêneos da formação Tupancieretã, de idade mais recente e de ocorrência restrita à porção centro-oeste do Planalto Brasileiro e incluem a área de abrangência (MAGNA, CEEE e SUG, 1989 apud FRIEDRICH, 1993).

De acordo com Friedrich (1993), o reservatório Dona Francisca encontra-se em um vale encaixado e profundo em forma de “V”. Esta característica é resultante da faixa de transição entre o relevo ondulado do Planalto, onde os cursos de água se encaixam formando vales, e os relevos intensamente esculturados do Rebordo do Planalto, originados pela erosão regressiva dos corpos da água. No Rebordo do Planalto também são encontradas escarpas abruptas e morros (morros testemunhos) característica predominante nas áreas do entorno do reservatório, conforme pode ser visualizado na Figura 1.3.



Figura 1. 3 - Fotografias digitais representativas do sistema aquático e terrestre da UHE Dona Francisca.

De acordo com a classificação climática de Strahler, o centro do Estado do RS, onde se localiza a UHE Dona Francisca, está totalmente incluído na “Zona Subtropical Sul”, na qual o clima é controlado por massas de ar de origem tropical marítima (mT) no verão e polar marítima (mP) no inverno. O outono e a primavera são períodos de transição, com a consequente entrada de massas quentes e úmidas (mT) e massas frias e instáveis (mP) (MAGNA, CEEE e SUG, 1989, apud FRIEDRICH, 1993).

A variedade climática conforme o sistema taxonômico de Köppen-Geiger, é “Cfa”, com temperaturas médias compreendidas entre -3°C e 18°C no mês mais frio e superiores a 22°C no mês mais quente. A precipitação é bem distribuída durante o ano, com ausência de uma época seca (Friedrich, 1993). Matzenauer *et al.* (2007), realizaram o levantamento das precipitações no RS entre os anos de 1975 e 2005 e encontraram volume de chuvas superiores a 1.900 mm na metade norte do Estado e volumes inferiores a 1.400 mm na metade sul, o que caracteriza uma variabilidade espacial significativa.

A integração das características acima descritas condicionou o tipo e a distribuição da vegetação da área, que originalmente era constituída pela Floresta Estacional Decidual nas encostas dos vales formados pelo rio Jacuí e seus tributários. Nas áreas de Planalto, predominavam os campos, com capões esparsos e matas ciliares. Atualmente a vegetação original pode ser observada em locais de difícil acesso, como nas encostas íngremes (LA SALVIA e MARODIN, 1983; CEEE, 1989, apud FARENZENA, 2006).

CAPÍTULO II

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

De acordo com Novo (1998) sensoriamento remoto é a utilização de sensores para a aquisição de informações sobre objetos e fenômenos sem que haja contato direto entre eles. Os sensores são os equipamentos capazes de coletar energia proveniente do objeto, convertê-la em sinal passível de ser registrado e apresentá-lo em forma adequada para a extração de informações.

O Sol é a principal fonte de energia (radiação) eletromagnética para o sistema solar, bem como para o sensoriamento remoto da superfície terrestre. A energia irradiada pela superfície aparente do Sol em direção à Terra é denominada de Fluxo Radiante e o máximo de energia solar disponível na superfície terrestre para fins de sensoriamento remoto encontra-se na faixa de 0,4 μm a 0,7 μm , que é conhecida como a região visível do Espectro Eletromagnético (Novo, 1998).

Uma das técnicas utilizadas para a detecção da energia que interage com os objetos é a espectrorradiometria. O equipamento utilizado é o espectrorradiômetro, cuja saída é em forma de números ou gráficos. Ele decompõe a radiação incidente em diferentes comprimentos de onda, de tal forma que se possa medir a resposta do alvo quase de maneira contínua ao longo do espectro eletromagnético (Novo, 1998; Braga, 1998). Conforme Meneses (2001), a energia radiante medida por um espectrorradiômetro é definida como reflectância, a qual é obtida de acordo com a Equação 2.1:

$$\rho = 100 \times L / E \quad (2.1)$$

Onde: ρ é a reflectância em porcentagem; L = intensidade da energia que deixa a amostra (radiância da amostra) e E é a intensidade da energia incidente (irradiância da fonte).

Como tanto a energia incidente quanto a que deixa a amostra têm a mesma unidade (watts/cm². λ), a medida de reflectância pode ser expressa graficamente em porcentagem na forma de curvas denominadas de espectros de reflectância e que representam a resposta espectral do alvo (Meneses, 2001).

Como pode-se verificar, o sensoriamento remoto vai muito além da simples visualização de uma imagem de satélite ou de uma curva espectral obtida em laboratório. É preciso entender, acima de tudo, como a radiação interage com os elementos que compõem a superfície terrestre. A água, grande “solvente universal”, é certamente um das substâncias mais complexas de serem compreendidas, visto a grande variedade de materiais que podem se encontrar associados e à própria dinâmica interna dos corpos da água.

2.1 Sensoriamento remoto da água

2.1.1 Processos de interação da radiação eletromagnética com a água

A radiação que chega até os sensores remotos após entrar em contato com as superfícies aquáticas pode ser originada de quatro diferentes modos: 1) pela reflexão do fluxo de radiação direta do Sol que atinge a superfície da água; 2) pela reflexão do fluxo de radiação difusa que atinge a superfície da água; 3) pelo fluxo espalhado pela atmosfera e 4) pelo fluxo que é espalhado no interior do volume d’água e emerge da coluna d’água após atravessar a interface água/ar (Esteves, 1998; Novo, 2001). De acordo com Novo (1998) apenas o fluxo emergente imediatamente abaixo da superfície contém informações sobre a composição do meio aquático. Entretanto, aquele que é detectado pelo sensor após todas as correções necessárias é o fluxo emergente, ou seja, aquela parte do fluxo que consegue atravessar a superfície.

A quantidade de radiação refletida pela água depende das condições da sua superfície, se esta se encontra plana ou ondulada em função do vento, e principalmente do ângulo de incidência da radiação sobre a superfície da água, sendo este ângulo variável no decorrer do dia e das estações em função dos movimentos da Terra. Sob condições calmas de vento somente cerca de 2% a 6% da energia incidente é refletida na interface água/ar até um ângulo de incidência da radiação de 30° (Esteves, 1998; Novo, 2001).

Ao penetrar na coluna d’água, a radiação sofre alterações tanto qualitativas quanto quantitativas. A primeira alteração é a *refração* que implica em mudança de direção da radiação pela redução da velocidade ao penetrar no meio líquido. Em seguida parte da radiação é *absorvida* e transformada em outras formas de energia, por exemplo, química pela fotossíntese e calorífica pelo aquecimento da água. Outra parte da radiação sofre o fenômeno

de *dispersão (espalhamento)*, que é o “choque” da radiação com partículas dissolvidas e/ou suspensas na água (Esteves, 1998).

A absorção e o espalhamento causados pelos componentes opticamente ativos presentes determinam a atenuação da radiação eletromagnética em cada corpo d’água. Este limiar define, portanto, a espessura da camada superficial sobre a qual podem ser extraídas informações de interesse quando se efetuam medidas da radiação emergente (Braga, 1998).

No que tange ao efeito da refração, se a velocidade de propagação da luz no ar for considerada constante (c), e se, ao passar por outro meio (água), transformar-se na velocidade (v), então o *índice de refração (n)* do segundo meio com relação ao ar pode ser definido como: $n = c/v$. O índice de refração varia com o comprimento de onda e dá origem ao fenômeno de dispersão. O índice de refração da água é de 1,33 (Novo, 1998).

Conforme Esteves (1998) a absorção da radiação ocorre de maneira exponencial negativa com a profundidade, além de ser um processo seletivo (varia com o comprimento de onda). Na água destilada, por exemplo, ocorre pouca absorção da radiação em comprimentos de onda curtos e as de comprimento de onda mais longos são fortemente absorvidas. Assim, a faixa de maior coeficiente de absorção é geralmente o vermelho e especialmente o infravermelho e decresce significativamente em direção ao azul, conforme pode ser visualizado na Figura 2.1.

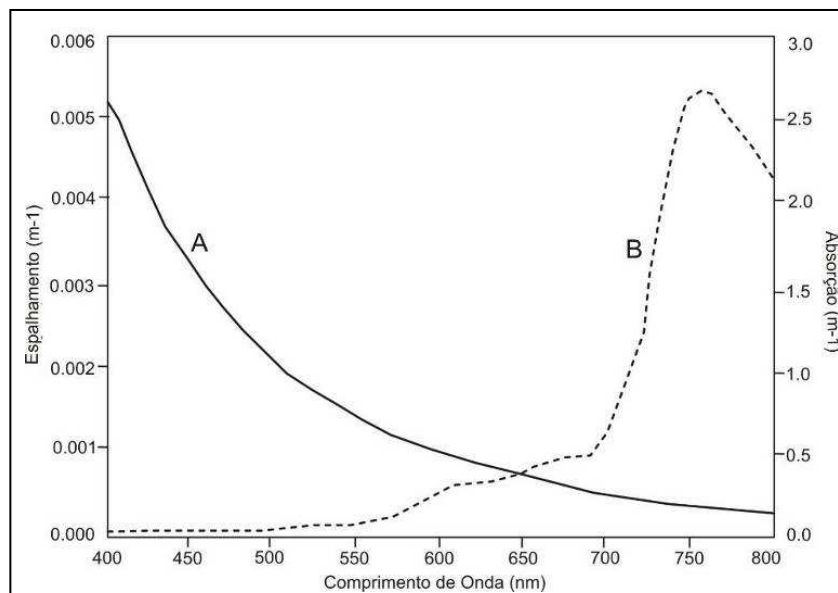


Figura 2. 1 - Coeficiente de absorção (A) e de espalhamento (B) da água pura.
Fonte: Dekker (1993).

Na coluna d’água a radiação que não é prontamente absorvida é dispersada uma ou mais vezes antes de ser absorvida. A dispersão é um fenômeno que se observa mesmo em

águas muito puras e se deve ao desvio da trajetória original da radiação, por algum componente do meio, resultando na radiação difusa. Embora se observe dispersão da radiação até pelas moléculas da água (dispersão molecular), o principal fator de dispersão são as substâncias dissolvidas e partículas suspensas no meio líquido de diferentes tamanhos e atividade óptica. Quanto menor o tamanho das partículas maior o efeito da dispersão. Assim, em águas naturais com altas concentrações de partículas de pequeno tamanho (menores que 1 μm , geralmente sob a forma coloidal), observa-se os maiores índices de dispersão da radiação (Esteves, 1998).

Uma das principais consequências da dispersão da radiação para o ambiente aquático é a redução da profundidade de penetração da energia fotossinteticamente ativa. A região iluminada na coluna d'água é denominada *zona eufótica* e sua extensão pode variar desde alguns centímetros até dezenas de metros, de acordo com a capacidade do meio de atenuar a radiação subaquática. O limite inferior da zona eufótica é geralmente assumido como aquela profundidade onde a intensidade da radiação corresponde a 1% da que atinge a superfície (normalmente utiliza-se os valores da radiação subsuperficial) (Esteves, 1998).

A soma dos coeficientes de absorção e de dispersão corresponde ao *coeficiente de atenuação vertical da radiação* (k). O coeficiente de atenuação vertical da radiação juntamente com a intensidade da radiação na superfície são os principais fatores que determinam a quantidade de energia em uma determinada profundidade da coluna d'água. Esta quantidade de energia é fundamental para a compreensão dos processos que se estabelecem no sistema aquático, principalmente aqueles relacionados aos organismos vivos como o fitoplâncton (Esteves, 1998).

2.1.2 Propriedades ópticas inerentes e aparentes da água

De acordo com Kirk (1994) as propriedades de absorção e espalhamento da luz no meio aquático em determinados comprimentos de onda são específicos em termos de coeficiente de absorção e espalhamento e da função volumétrica do espalhamento. Essas propriedades têm referência com as *propriedades ópticas inerentes*, pois sua magnitude depende somente das substâncias que compõem o meio aquático e não da geometria do campo de luz que pode difundi-las.

A variação do coeficiente de absorção é fortemente influenciada pela capacidade de absorção da própria molécula d'água e pelas *componentes opticamente ativos*, sendo estas: os

organismos vivos como o fitoplâncton, zooplâncton e bacterioplâncton; as partículas orgânicas e inorgânicas em suspensão e as substâncias orgânicas dissolvidas, principalmente substâncias húmicas (Esteves, 1998; Novo, 2001). As curvas de absorção dos componentes opticamente ativos podem ser visualizadas na Figura 2.2.

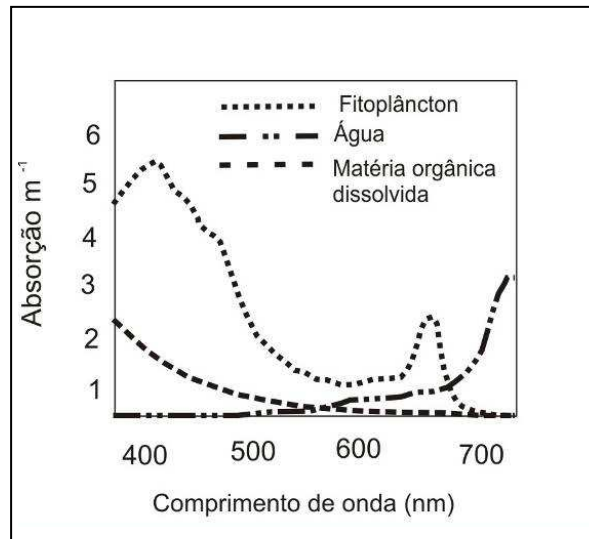


Figura 2. 2 - Coeficientes de absorção da água pura, dos componentes opticamente ativos e a absorção total resultante.

Fonte: adaptado de Rudorff (2006)

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

Existem propriedades ópticas que são afetadas tanto pela composição d'água quanto pelas características do campo de luz incidente sobre a água. A essas propriedades dá-se o nome de *propriedades ópticas aparentes*, porque os valores das grandezas medidas podem modificar-se com as alterações do campo de luz incidente sobre a água. O fluxo retroespalhado, por exemplo, é uma propriedade óptica aparente porque sua magnitude dependerá do fluxo incidente. Vale destacar que o fluxo de energia detectado por um sensor remoto é diretamente proporcional ao coeficiente de retroespalhamento da água e inversamente proporcional ao seu coeficiente de absorção (Kirk, 1994; Novo, 2001).

2.2 Componentes opticamente ativos da água

Em águas continentais, componentes orgânicos e inorgânicos conferem a cor apresentada pela água, sendo algumas passíveis de detecção por técnicas de sensoriamento remoto. Dentre estas substâncias e/ou partículas se destacam os pigmentos fotossintéticos como a Chl-*a*, presente nos organismos fitoplanctônicos aquáticos, as partículas inorgânicas suspensas provenientes principalmente das bacias de captação do sistema aquático e o carbono orgânico dissolvido resultante da decomposição do material orgânico. Todos estes elementos imprimem características únicas nos dados de sensoriamento remoto, o que permite a identificação dos componentes e consequente monitoramento do ambiente aquático.

2.2.1 Efeitos da presença de clorofila na reflectância da água

O fitoplâncton é um grupo heterogêneo composto principalmente por algas fotossintetizantes que se distribui por grande parte dos ambientes marinhos e aquáticos continentais do mundo. Nestes ambientes, é o principal responsável pela captação da energia eletromagnética e sua transformação em energia química (fotossíntese) e desempenha, portanto, importante função no sistema. As moléculas que captam e transformam a energia são chamadas de pigmentos fotossintetizantes, e alguns exemplos são as clorofilas *a*, *b* e *c* e os carotenóides (Arraut *et al.*, 2005).

Em águas interiores podem ser encontrados representantes de praticamente todos os grupos de algas. A predominância de um ou outro grupo em determinado ecossistema é função, principalmente, das características do meio aquático. As principais divisões com representantes no plâncton de água doce são: Cyanophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Crhysophyta, Pyrrophyta, Phaeophyta, Rhodophyta (Amabis e Martho, 1997; Esteves, 1998). As principais características destes grupos são apresentadas na Tabela 2.1.

Em relação às cianofíceas (cianobactérias), Esteves (1998) explica que estas podem ser encontradas em todos os biótopos do sistema lacustre porque são capazes de sofrer adaptações cromáticas dos pigmentos quando ocorrem mudanças qualitativas e quantitativas da radiação. Além disso, as cianofíceas são adaptadas à flutuação por meio de vacúolos gasosos. Muitas espécies, quando em condições favoráveis, crescem em altas densidades e se localizam principalmente nas camadas superficiais da água, fenômeno este denominado

floração das algas (em inglês denomina-se “*bloom*”), que ocorre em dias quentes e calmos principalmente em lagos com grandes quantidades de nutrientes (eutrofizados).

Tabela 2. 1 - Características dos principais filos de algas.

Filo	Organização	Tipo de clorofila	Pigmentos acessórios
Cyanophyta (<i>Cianobactérias</i> : algas azuis)	Unicelulares e Multicelulares	a	Ficocianina
Chlorophyta (<i>Clorofíceas ou clorófitas</i> : algas verdes)	Unicelulares e Multicelulares	a, b	Carotenos e xantofilas
Phaeophyta (<i>Feofíceas ou feófitas</i> : algas marrons o pardas)	Multicelulares	a, c	Carotenos e xantofilas (fucoxantina)
Rhodophyta (<i>Rodofíceas ou rodófitas</i> : algas vermelhas)	Multicelulares (a maioria)	a, d	Ficocianina, ficoeretrina, carotenóides
Cryophyta (algas douradas)	Unicelulares	a, c	Carotenos e xantofilas
Euglenophyta (euglenóides)	Unicelulares	a, b	Carotenos e xantofilas
Pyrrophyta (dinoflagelados)	Unicelulares	a, c	Carotenos e xantofilas

Fonte: Adaptado de Amabis e Martho (1997); Esteves (1998); Linhares e Gewandsznajder (2007).
Org.: CORAZZA, R., 2009.

As algas desempenham um importante papel no ambiente aquático e são responsáveis pela produção de grande parte do oxigênio dissolvido do meio. Entretanto, o processo de eutrofização pode estimular o desenvolvimento de grandes quantidades de algas, que trazem consigo inconvenientes como: toxidez, sabor, odor, turbidez, cor, formação de matéria orgânica, aumento da amplitude de variação do oxigênio dissolvido, corrosão, interferência nos processos de tratamento da água, aspecto estético desagradável (Mota, 1997). Desta forma, é de extrema importância a compreensão dos processos relacionados ao fitoplâncton, bem como o desenvolvimento de sistemas capazes de monitorar a presença e dinâmica deste componente do meio aquático, dentre os quais os que utilizam o sensoriamento remoto.

Tem sido crescente a demanda de informações sobre algas indicadoras da qualidade da água, uma vez que a quantidade destas pode ser resultado do nível de interferência antrópica no sistema aquático (eutrofização, por exemplo). Em função disso, um dos objetivos dos profissionais que atuam em manejo de lagos e reservatórios é controlar os florescimentos de espécies de algas potencialmente tóxicas, como as cianobactérias, que produzem toxinas consideradas um risco à saúde pública (Londe *et al.*, 2005).

Rundquist *et al.* (1996) explicam que devido a sua quantidade, a clorofila algal é um indicativo da produtividade primária e do nível trófico de superfícies de água. Assim, é desejável acompanhar o aumento de densidade do pigmento no espaço geográfico e em vários momentos durante um “período vegetativo” e de um ano para o outro. Desta forma, o sensoriamento remoto é visto como uma tecnologia com potencial para a avaliação da

concentração de clorofila, especialmente com o uso do sensoriamento remoto hiperespectral (Londe *et al.*, 2005).

A absorção da luz pelos pigmentos fotossintéticos do fitoplâncton – clorofilas, carotenóides, biliproteínas – contribuem para a atenuação da radiação fotossinteticamente ativa com a profundidade. A maior parte das plantas possui clorofilas *a*, *b*, *c* e mais raramente *d*. A clorofila *a* (Chl-*a*) é aquela que ocorre em maior abundância. Entre as algas, entretanto, a concentração de Chl-*a* varia amplamente (Kirk, 1994).

De acordo com Rudorff (2006) o grande interesse de estudos de sensoriamento remoto é usar o conhecimento das bandas de absorção específicas dos pigmentos fotossintetizantes para poder ter acesso aos prováveis tipos de comunidades fitoplanctônicas. Porém, para esta tarefa é necessário paralelamente o entendimento do comportamento espectral da água propriamente dita e dos componentes orgânicos e inorgânicos presentes na água, tendo em vista que todos estes interferem na radiação ascendente na água (Costa, 1992).

Há duas regiões principais de absorção dos pigmentos fitoplanctônicos: a região do azul (400-515 nm) e do vermelho (630-700 nm), as quais podem ser visualizadas na Figura 2.3. Na região do verde (515-600 nm) há um aumento da reflectância, atribuído ao espalhamento interno das células dos organismos fitoplanctônicos, já que as algas são partículas refratoras e que também aumentam o espalhamento em comprimentos de onda do infravermelho (IV) (Kirk, 1994; Mobley, 1994; Esteves, 1998; Novo, 2001). Ainda no verde, há a exceção de algumas bandas de absorção atribuídas às biliproteínas (Novo, 2001).

De acordo com a Figura 2.3, que representa um experimento realizado por Rundquist *et al.* (1996) com utilização de diferentes concentrações de Chl-*a*, é possível verificar baixa reflectância entre 400 e 500 nm devido à absorção da luz azul (com um mínimo em 438 nm - absorção pela Chl-*a*), aumento da reflectância por volta de 520 nm (com pico de reflectância entre 560 e 570 nm) e ponto máximo de absorção típico da Chl-*a* em 675 nm.

De uma forma geral, com o aumento da concentração de clorofila as curvas espectrais passam a apresentar maior reflectância, exceto para a região do azul e para o máximo de absorção em 675 nm. Quanto às feições de máxima e mínima, há uma melhor definição destes, pois se tornam mais estreitos. Outro efeito que pode ocorrer com o acréscimo de clorofila é o aumento da energia refletida na região por volta de 680, 685 e 705 nm e que corresponde à região de emissão correspondente à fluorescência pela clorofila (Novo, 2001, Rudorff, 2006).

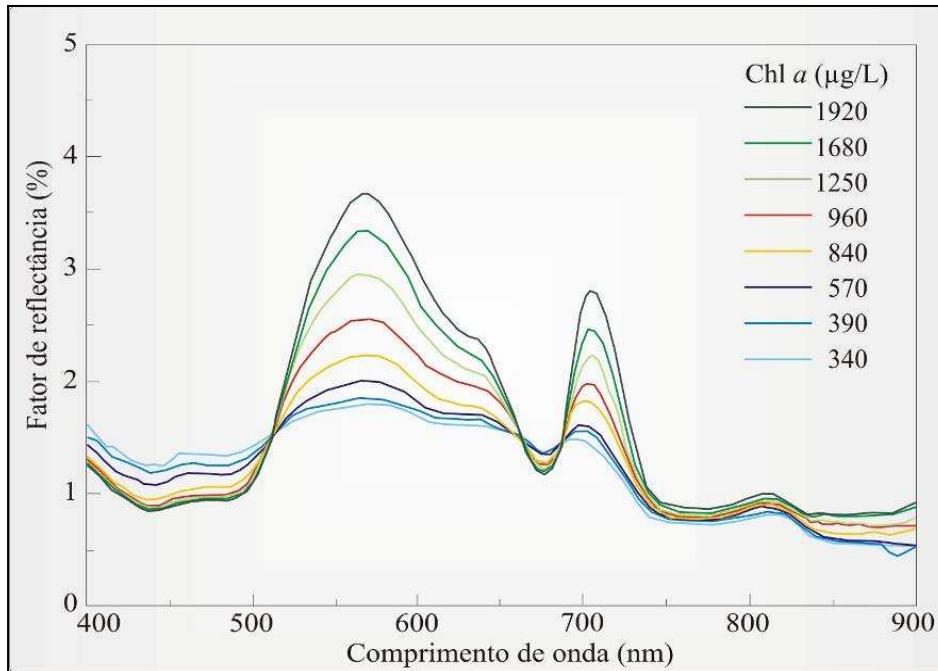


Figura 2. 3 - Variação da reflectância em função de diferentes concentrações de Chl-a.
Fonte: Rundquist *et al.* (1996).

A Tabela 2.2 apresenta um resumo dos comprimentos de onda onde ocorre absorção pelos pigmentos fotossintetizantes, com destaque para a Chl-a. Aguirre-Gomez *et al.* (1995, apud NOBREGA, 2002), ressaltam que os pigmentos fotossintéticos acessórios também possuem máximos de absorção característicos, porém são de difícil percepção pois, muitas vezes, estão localizados na mesma região da Chl-a.

Tabela 2. 2 - Bandas de absorção dos pigmentos fotossintetizantes

Pigmentos	Bandas de absorção (nm)
Clorofila a	435; 440; 675; 676
Clorofila b	480; 650
Clorofila c	440; 645
Carotenóides	425; 450; 500
Biliproteínas	498; 553; 555; 562; 568; 585; 620; 650; 670

Fonte: Dekker, 1993; Kirk, 1994; Novo, 2001.

De acordo com Richardson (1996) a fusão do sensoriamento remoto e dos avanços nas análises de pigmentos fitoplanctônicos tem resultado numa nova linha de investigação. Cerca de 100 pigmentos algais foram identificados e são divididos em três categorias: clorofilas, carotenóides e ficobiliproteínas (ou ficobilinas ou biliproteínas) (Kirk, 1993; Richardson,

1996). Existem vários tipos de clorofilas, incluindo a clorofila *b*, *c*₁, *c*₂, *c*₃ e *d*, todos com espectros de absorção semelhantes ao da clorofila-*a*. A principal função dos pigmentos carotenóides é fotoproteção. Existem mais de 60 tipos de carotenóides com absorção na mesma região do espectro eletromagnético (ultravioleta e azul), porém com formas de absorção únicas para cada tipo. Em relação às ficobilinas, tem-se que estas são hidrossolúveis e altamente fluorescentes e são os tipos mais importantes para o fitoplâncton são as de cor vermelha (ficoeretrina, ficoeritorcianina), presentes nas algas vermelhas, e as de cor azul (ficocianinas, aloficocianina), presentes nas cianobactérias (Kirk, 1993; Richardson, 1996).

De acordo com Dekker (1993) o comprimento de onda de 624 nm é tomado como correto para o máximo de absorção *in vivo* pela ficocianina. Entretanto, as faixas de aproximadamente 12 nm de largura centradas em 600, 624 e 648 nm são recomendadas para detectar e quantificar as concentrações de ficocianina com uso de dados de sensoriamento remoto. Complementarmente Richardson (1996) explica que a ficocianina apresenta uma banda de máxima absorção centrada em 620 nm, porém esta banda apresenta uma largura de 20 nm porque a ficocianina absorve em uma área do espectro não coberta por outros pigmentos (entre os carotenóides e as clorofilas), sendo detectável entre 610 e 630 nm. Outro estudo realizado por Simis *et al.* (2007) indicaram que o sinal de absorção da maioria das modificações da ficocianina em cianobactérias é mais forte aproximadamente em 615 nm.

A ficocianina é um indicador da presença de cianobactérias em águas interiores eutróficas, porém a presença de outros pigmentos além da ficocianina e Chl-*a* e a influência variável da Chl-*a* na absorção em 620 nm causam erros potenciais na determinação da ficocianina, conforme foi verificado por Simis *et al.* (2005), que obtiveram 19,7% de superestimação na concentração com uso de medidas específicas do coeficiente de absorção em 620 nm. Além disso, Schalles *et al.* (1998) verificaram que há variação sazonal da absorção por volta de 625 nm, sendo mais pronunciada nos meses verão e com deslocamento do pico de reflectância no verde para comprimentos de onda mais curtos (540 e 550 nm). Na primavera, com menores quantidades de ficocianina o pico de reflectância se deslocou para comprimentos de onda mais longos (560 e 570 nm).

A clorofila é o principal constituinte responsável pelas variações temporais e espaciais no espectro de reflectância de águas oceânicas. Entretanto, as águas interiores geralmente contêm quantidades de carbono orgânico dissolvido e matéria particulada inorgânica que dificultam a interpretação do espectro de reflectância. Além disso, a combinação destes fatores varia regionalmente para águas interiores (Londe *et al.*, 2005).

Os máximos de absorção específicos da clorofila na luz visível (azul e vermelho) podem ser mascarados com a presença de sedimentos em suspensão ou matéria orgânica dissolvida na água, sendo que as feições na curva espectral podem aparecer deslocadas (Braga, 1998). Em função da presença de matéria orgânica dissolvida, um corpo d'água que contenha fitoplâncton passa a apresentar absorção ainda mais forte na faixa do azul, o que torna difícil a separação de cada um dos componentes. Dekker *et al.* (1992), sugerem que, neste caso, a detecção da clorofila deve ser feita utilizando-se as medidas de reflectância em 680 nm e quando a concentração de clorofila ultrapassa $100 \mu\text{g.l}^{-1}$, este máximo de absorção se desloca para 715 nm.

Em relação a corpos de água com presença de fitoplâncton e sedimentos em suspensão simultaneamente, Dekker *et al.* (1996, apud NOBREGA, 2002), explicam que a reflectância é alta nos comprimentos de onda maiores que 720 nm em ambientes aquáticos com altas quantidades de sedimentos em suspensão e baixas concentrações de fitoplâncton. Já quando há grandes quantidades de fitoplâncton e sedimentos, a reflectância é alta, porém apresenta os máximos de absorção devidos à clorofila. Han *et al.* (1994) ressaltam que as características espectrais da clorofila podem ser distinguidas mesmo quando a concentração de sedimentos em suspensão atinge 1000 mg/L.

O aumento da concentração de sedimentos resulta num aumento da reflectância em toda faixa, mas a presença da clorofila também afeta a forma da curva (Barbosa, 2005). Quando a concentração de sedimentos aumenta, o pico de reflectância bem definido em 550 nm desloca-se em direção a comprimentos de onda maiores e torna-se um pico mais achatado e menos definido. Isso ocorre em função da atenuação das feições de absorção da clorofila causada pelo aumento dos sedimentos em suspensão, sendo a magnitude deste deslocamento e da alteração da forma do pico dependente das concentrações de sedimentos.

Outra informação importante para o sensoriamento remoto de ambientes aquáticos é a variação sazonal dos organismos fitoplanctônicos, pois esta pode trazer diferenças nos dados obtidos. A variação sazonal ocorre em regiões temperadas e é controlada principalmente pela radiação solar e pela temperatura, que irão determinar a estratificação da coluna d'água e a disponibilidade de nutrientes. Na primavera, com o aumento da luminosidade e dos nutrientes ocorre a primeira floração das algas, o que resulta num máximo de biomassa. No verão, em função da estratificação e diminuição da quantidade de nutrientes na zona eufótica há um desenvolvimento moderado do fitoplâncton. No outono ocorre a retomada da circulação da água que pode ocasionar uma segunda floração de algas, porém menor que a da primavera.

Por fim, no inverno, poucas algas conseguem florescer devido às baixas temperaturas da estação (Esteves, 1998).

Costa (1992) explica a influencia da radiação subaquática na distribuição vertical do fitoplâncton e na sua resposta fotossintética, sendo que há aumento linear da fotossíntese com o aumento da intensidade de luz até um “platô” de saturação da luz, que pode resultar até mesmo na inibição da fotossíntese, sob intensidade de luz muito alta. Esteves (1998) complementa que embora a maior quantidade de organismos fitoplanctônicos ocorra na zona eufótica, há algumas espécies como as Chlorophyta que realizam a *fototaxia*, que corresponde à migração conforme a variação diária da radiação.

De acordo com o que foi apresentado até então, quando o fitoplâncton é o objeto de estudo através da técnica de sensoriamento remoto, vários aspectos devem ser conhecidos, dentre os quais: os diferentes tipos e características de organismos fitoplanctônicos e as interações entre as populações fitoplanctônicas e a radiação eletromagnética, com destaque ao efeito da presença de pigmentos fotossintéticos como a Chl-a nos espectros de reflectância. Além disso, é de suma importância o conhecimento da distribuição e variação das algas num corpo d'água no decorrer de um dia ou de um ano, principalmente quando se busca o monitoramento temporal desta variável.

2.2.2 Material particulado em suspensão

O material particulado em suspensão constitui-se de detritos orgânicos e inorgânicos. A fração inorgânica é formada por partículas minerais, principalmente silte e argila e a fração orgânica pelo fitoplâncton, zooplâncton e matéria orgânica particulada (Esteves, 1998; Braga, 1998). Em relação à Limnologia, o material particulado em suspensão pode ser tratado como Totais de Sólidos em Suspensão (TSS) e é representado pela equação $TSS = SOS + SIS$, onde SOS são os Sólidos Orgânicos em Suspensão e SIS os Sólidos Inorgânicos em Suspensão.

De acordo com Mobley (1994) as partículas orgânicas em suspensão que possuem importância óptica se originam do crescimento e reprodução de bactérias, fitoplâncton e zooplâncton. Todavia, as partículas orgânicas podem ocorrer de muitas formas: vírus, colóides, bactérias, fitoplâncton, detritos orgânicos, partículas grandes (zooplâncton e partículas menores agregadas).

A origem do material particulado inorgânico em suspensão está associada a: minerais provenientes do intemperismo e erosão de rochas ou solos (quartzo, areia, argila, óxidos

metálicos), que são carregados para os corpos d'água por ação do vento ou da chuva, à re-suspensão ou erosão dos sedimentos do fundo pela ação do vento, detritos inorgânicos como de conchas carbonáticas de moluscos e carapaças silicosas de certas algas planctônicas. As partículas inorgânicas ocorrem na faixa de 1 μm até várias dezenas de micrômetros (Mantovani, 1993; Mobley, 1994; Nobrega, 2002).

O TSS tem relação com as atividades desenvolvidas no ambiente terrestre, isso porque partículas orgânicas e inorgânicas são carregadas, através do escoamento superficial, das sub-bacias hidrográficas até o corpo hídrico como o reservatório (Wachholz, 2007). Entretanto, a perda de material varia em função do solo e tipo do uso da terra. Por exemplo, áreas florestais preservadas disponibilizam uma menor quantidade de partículas para o sistema aquático que áreas agrícolas, principalmente se as práticas agrícolas envolverem revolvimento da camada superficial do solo. A concentração de sólidos em suspensão interfere na turbidez da água e pode afetar intensamente a ecologia, com a degradação do habitat aquático e da qualidade da água. Altas concentrações de TSS também podem levar ao assoreamento de rios e reservatórios (Braga, 1998; Wachholz, 2007).

As características do material particulado em suspensão ligadas a sua constituição mineralógica, ao tamanho das partículas e concentração são inter-relacionadas e desempenham papel importante na determinação do comportamento espectral resultante (Mantovani, 1993). Conforme Novo (2001) tanto medidas feitas no campo quanto em experimentos em laboratório têm demonstrado que há aumento do coeficiente de espalhamento da água pura com a ampliação da concentração de sólidos em suspensão (orgânicos e inorgânicos). Este aumento da concentração de sedimentos resulta no deslocamento do pico de reflectância em direção aos comprimentos de onda mais longos com a formação de um patamar de reflectância entre 500 e 700 nm, além do acréscimo expressivo da reflectância na região do infravermelho.

Na Figura 2.4 é possível verificar que o aumento da turbidez da água em NTU (Unidade de Turbidez Nefelométrica) ocasiona o acréscimo geral da reflectância devido ao aumento do coeficiente de retro-espalhamento. Na faixa entre 400 e 550 nm ocorre um crescimento rápido da reflectância, seguido de alta reflectância entre 550 e 650 nm em função do espalhamento pelo material particulado e a baixa absorção da radiação eletromagnética pela água nesta região. Por fim ocorre um decréscimo rápido da reflectância entre 700 e 740 nm, devido ao forte aumento da absorção pela água e um pequeno pico de reflectância entre 800 e 810 nm.

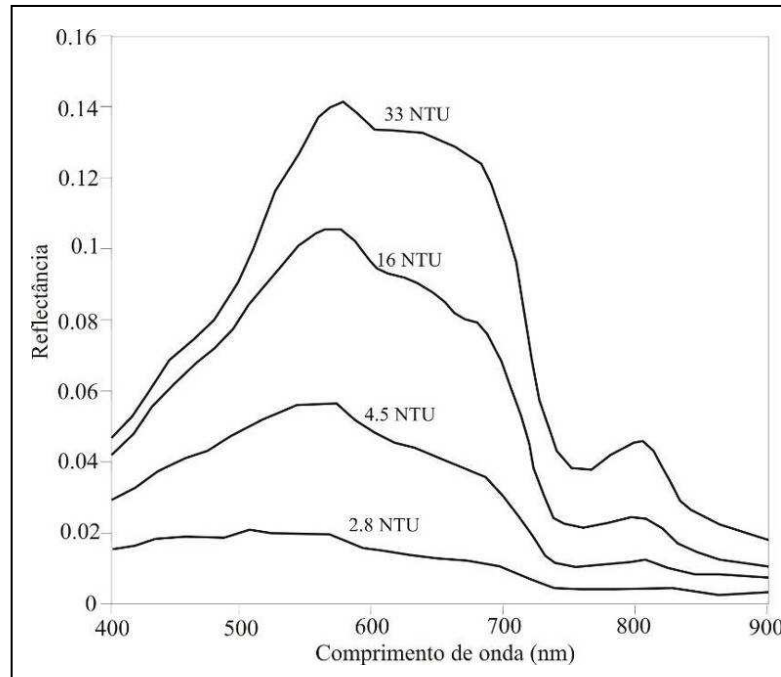


Figura 2. 4 - Curvas de reflectância com diferentes concentrações de sólidos em suspensão. Fonte: Adaptado de Goodin *et al.* (1993).

De acordo com Nóbrega (2002), com o aumento da concentração de sedimentos em suspensão e conseqüentemente da turbidez da água, além do aumento geral da reflectância, ocorre também a modificação da forma do espectro de reflectância. Porém, é importante destacar que radiação que sofre espalhamento devido à concentração de sedimentos não tem um comportamento constante e varia em função dos tamanhos das partículas e do material de origem, o que torna difícil a formulação de um algoritmo geral para os sedimentos em suspensão.

Em relação ao coeficiente de absorção pelas partículas em suspensão na água, principalmente as orgânicas, Novo (2001) afirma que estas também podem aumentar o coeficiente de absorção da água. De acordo com a autora existem poucos dados sobre a absorção das partículas devido às dificuldades de isolar seu efeito do efeito de atenuação provocado pelo espalhamento. Entretanto, medidas indiretas mostraram que o máximo de coeficiente de absorção pelas partículas ocorre na faixa do azul, assemelhando-se ao comportamento espectral da matéria orgânica dissolvida.

A relação entre a concentração de sedimentos em suspensão e a reflectância da água tem sido aplicada aos dados de sensoriamento remoto para estimar a distribuição espacial de concentração de sedimentos em suspensão sobre águas costeiras e continentais, como reservatórios, lagos e grandes rios. Este tipo de informação oferece subsídios ao

gerenciamento da qualidade da água, o monitoramento da poluição e a modelagem da taxa de transporte de sedimentos (Rudorff, 2006).

2.2.3 Matéria orgânica dissolvida

De acordo com Mobley (2004) ao filtrar uma amostra de água, tudo o que passa por um filtro cujos poros são de aproximadamente $0,45 \mu\text{m}$ é chamado de dissolvido e tudo o que fica retido no filtro é chamado de particulado. Essa linha divisória é determinada mais pela capacidade do homem de analisar o material que fica no filtro do que pelas características distintivas dos produtos químicos, biológicos ou das propriedades ópticas em questão. Nota-se que $0,45 \mu\text{m}$ é igual a 450 nm , o menor comprimento de onda da luz visível. Desta forma, a microscopia óptica é incapaz de identificar partículas menores do que a linha divisória entre o material dissolvido e particulado.

Tanto as águas doces quanto as salgadas contêm diferentes concentrações de compostos orgânicos dissolvidos (Mobley, 1994). As várias denominações existentes, como substância amarela, compostos húmicos, substâncias húmicas totais, ácidos húmicos, compostos fenólicos, e "gilvin" devem-se, talvez, à grande complexidade das substâncias componentes da matéria orgânica dissolvida, ao insuficiente conhecimento sobre elas e ao incompleto entrosamento entre os diversos ramos da pesquisa que se dedicam ao estudo destas substâncias (Mobley, 1994; Esteves, 1998).

A matéria orgânica dissolvida (MOD) no volume d'água constitui-se de um conjunto de substâncias provenientes da excreção, secreção e decomposição de organismos terrestres (vegetação da bacia de captação, por exemplo) e aquáticos (fitoplâncton, macrófitas aquáticas, zooplâncton e a comunidade bentônica, por exemplo). Inclui principalmente proteínas, aminoácidos, ácidos graxos, resinas e compostos genericamente conhecidos como compostos húmicos, em concentrações que dependem da origem, das condições físicas do meio aquático, da bacia de drenagem e dos organismos decompositores conforme explica Wetzel (1975).

A MOD possui coloração marrom-amarelada devido aos compostos húmicos e aos íons de ferro (Fe) e manganês (Mn) presentes na sua constituição (Wetzel, 1975). Por isso, em concentrações suficientes a matéria orgânica dissolvida pode conferir a cor marrom amarelado à água (Mobley, 1994). A transformação do fitoplâncton em matéria orgânica dissolvida é uma consequência da fotólise, hidrólise e da decomposição bacteriana das estruturas celulares fitoplanctônicas. Numa escala de tempo de dias a semanas a matéria orgânica é quimicamente

transformada em dióxido de carbono, nitrogênio inorgânico, sulfato e fósforo de acordo com Bukata *et al.* (1995 apud ALCÂNTARA, 2006).

A cor da água pura pode ser alterada com a introdução de substâncias que aumentam o coeficiente de absorção dela nas regiões espectrais diversas daquela de absorção da água pura. Neste sentido, a matéria orgânica dissolvida caracteriza-se por aumentar o coeficiente de absorção do meio aquático, principalmente na região do azul, que em termos de fotossíntese, é um dos comprimentos de onda mais importantes (Mobley, 1994; Esteves, 1998; Novo, 2001). Além disso, a sua absorção é inversamente proporcional ao comprimento de onda da radiação eletromagnética entre 400 nm e 700 nm e é desprezível a partir de 600 nm conforme Bricaud & Sathyendranath (1981, apud BRAGA, 1998) - Figura 2.5.

Em relação aos efeitos da elevação da concentração de matéria orgânica dissolvida, sabe-se esta gera um aumento exponencial do coeficiente de absorção em direção aos comprimentos de onda mais longos. Tendo em vista que há um provável aumento do coeficiente de retroespalhamento em direção aos comprimentos de onda mais longos, com o aumento da concentração de MOD na água, a reflectância da região do azul diminui até um ponto em que os picos de refletância passam a ocorrer no verde e vermelho, o que dá à água uma cor amarelada (Novo, 2001).

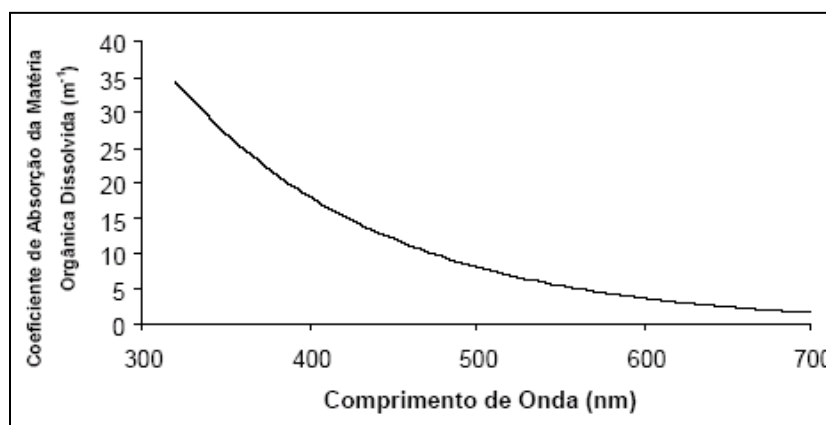


Figura 2. 5 - Absorção da matéria orgânica dissolvida.

Fonte: Adaptado por Alcântara (2006) de Kirk (1996).

De acordo com Novo (2001) quando a concentração de substâncias orgânicas dissolvidas é muito grande, como no caso do Rio Negro, por exemplo, a absorção suplanta o espalhamento e praticamente não há energia retroespalhada pelo volume d'água, que adquire a aparência negra quando em grande volume.

A Figura 2.6 demonstra os resultados do experimento realizado por Mantovani e Novo (1996), no qual foi possível verificar uma diminuição da reflectância principalmente do azul para o vermelho com o aumento da concentração. Na faixa espectral situada entre 400 e 570 nm (azul e verde) as concentrações de substâncias húmicas promoveram um diminuição de aproximadamente 40 a 50% da reflectância da água. Já entre 670 e 900 nm (vermelho e infravermelho) ocorreu um aumento proporcional de amplitude da reflectância em toda esta faixa, que pode estar ligado aos colóides presentes na MOD, pois estes contribuem significativamente para com o espalhamento da radiação eletromagnética (Mobley, 1994). Enquanto na faixa do visível o efeito da absorção encobre o espalhamento, no infravermelho com a absorção muito baixa o espalhamento se sobressai e há entre elas uma região de inversão. Com o aumento da concentração de matéria orgânica dissolvida na água, essa tenderá a uma cor primeiro amarelada, depois mais e mais vermelho escura devido aos baixos níveis de reflectância (Novo, 2001).

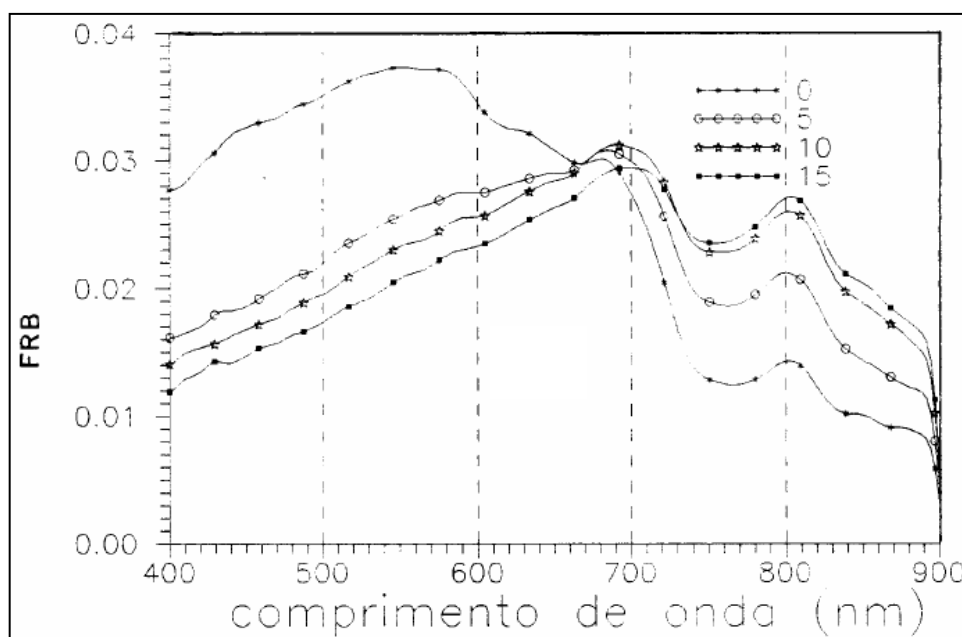


Figura 2. 6 - Fator de reflectância bidirecional para diferentes concentrações de MOD (mg/L) medidas em laboratório.

Fonte: Mantovani e Novo(1996).

2.2.4 Técnicas para análise de espectros

Uma das formas de identificação dos componentes opticamente ativos nos espectros de reflectância é através da observação direta das curvas espectrais. Todavia, quando há

componentes com atuação simultânea, podem ocorrer obliterações na reposta espectral resultante. Para auxiliar na resolução deste problema algumas técnicas foram desenvolvidas e facilitam a identificação dos componentes e aumentam a confiabilidade da interpretação. Dentre estas técnicas se destaca a análise derivativa, especialmente de primeira e segunda ordem, a remoção do contínuo e a razão de bandas.

2.2.4.1 Análise derivativa

A derivação de primeira ordem ou ordem superior de espectros de reflectância busca eliminar, a cada passo, o efeito de um dos componentes de uma amostra, considerando-se que o sinal referente a cada um deles pode ser representado por um polinômio de ordem diferente (Braga, 1998). Ao se tratar cada resposta espectral da água como um polinômio de ordem N, em que N varia diferentemente para cada componente presente no corpo d'água, pode-se, pela diferenciação sucessiva da resposta espectral da coluna d'água remover sistematicamente os efeitos do componente de menor ordem (Barbosa, 2005). A técnica da análise derivativa tem sido utilizada em dados hiperespectrais para eliminar sinais de fundo, resolver feições espectrais sobrepostas e melhorar o contraste espectral, sendo que a concentração de determinada substância é relacionada diretamente com a derivada de reflectância em determinado comprimento de onda (Londe *et al.*, 2005).

Goodin *et al.* (1993) procederam com a derivação dos espectros da água pura e encontraram curvas derivadas de 1ª ordem e de 2ª ordem iguais a zero, o que caracteriza os efeitos de reflectância da água pura como efeitos de ordem zero. Os espectros de água contendo apenas sedimentos em suspensão apresentaram uma feição por volta de 720 nm nas curvas de 1ª derivada e curvas de 2ª derivada iguais a zero, o que caracteriza os efeitos dos sedimentos em suspensão como de 1ª ordem. Por fim, espectros de água com sedimentos em suspensão e clorofila apresentaram uma feição em 685 nm nas curvas de 2ª derivada, caracterizando os efeitos causados pela clorofila como de 2ª ordem.

Em águas complexas aonde os sedimentos em suspensão se misturam com o fitoplâncton, a reflectância dos sedimentos inorgânicos em suspensão domina o comportamento espectral da água e por isso em geral, se observa uma forte relação entre a reflectância e a turbidez, porém fraca relação entre a reflectância e a concentração de Chl-a. Isso significa que, nestes casos, haverá sérias dificuldades em estimar a concentração de Chl-a com o uso da reflectância de forma direta, mesmo em comprimentos de onda específicos. Assim, uma das alternativas mais viáveis para a estimativa da Chl-a é a utilização da análise

derivativa, pois o efeito dos sedimentos em suspensão pode ser eliminado com uma derivação de 2ª ordem (Rudorff, 2006).

2.2.4.2 Cálculo da profundidade das bandas de absorção

De acordo com Clark e Roush (1984), a remoção do contínuo é uma função matemática usada para isolar uma feição de absorção específica de particular interesse para a análise espectral, através da remoção das feições específicas dos espectros. O contínuo é representado por uma função matemática utilizada para remover o sinal causado por outras substâncias presentes na amostra e para isolar bandas de absorção particulares dos espectros, acentuando feições (Breunig *et al.*, 2007). Nesta técnica, os pontos de máxima reflectância de um espectro são ligados por uma reta, a qual define o contínuo espectral para cada feição, sendo posteriormente dividido o espectro original pela curva do contínuo, normalizando as bandas de absorção e colocando-as em uma referencia comum (Londe *et al.*, 2005). A partir da remoção do contínuo pode ser calculada a profundidade de banda, área e largura das bandas de absorção.

Mutanga *et al.* (2005) aplicaram a remoção do contínuo à feição de absorção mais definida na região do visível, entre 550 nm e 750 nm, visto que esta região é fortemente influenciada pela absorção por pigmentos tanto em estratos foliares quanto algais. Estes autores explicam que a remoção do contínuo normaliza os espectros de reflectância, a fim de permitir a comparação de características em relação a uma base comum. O contínuo é removido através da divisão do valor da reflectância para cada comprimento de onda da feição de absorção pela linha contínua (reta) no comprimento de onda correspondente. O primeiro e último valor espectral da feição são removidos por serem iguais a 1. As curvas produzidas tem valores entre 0 e 1.

2.2.4.3 Razão de bandas

A fim de desenvolver algoritmos para o sensoriamento remoto das concentrações de clorofila em águas mesotróficas e eutróficas Mittenzwey *et al.* (1992) mediram a reflectância espectral de culturas de algas e águas continentais e obtiveram uma correlação de 0,98 entre a clorofila e a razão das bandas espectrais 705/670 nm para águas naturais com concentrações que variaram entre 5 e 350 µg/L.

Rundquist *et al.* (1996) explicam que o sensoriamento remoto é uma importante tecnologia para a mensuração das concentrações de clorofila algal em águas superficiais. Através de experimentos realizados concluíram que a razão infravermelho próximo (NIR)/vermelho (RED) é melhor para estimar a quantidade de pigmentos quando a concentração de clorofila é relativamente baixa, e a primeira derivada da reflectância por volta de 690 nm é mais indicada quando as concentrações são relativamente altas.

Outra razão de banda indicada para a estimativa de clorofila é entre os comprimentos de onda azul/verde, especificamente entre 490/510 nm, para minimizar a interferência devida à absorção pela matéria orgânica dissolvida que absorve fortemente a luz azul. (O'Reilly *et al.*, 1998, 2000 apud CANIZZARO e CARDER, 2006). Apesar da absorção pelo fitoplâncton em 490 e 510 nm ser dominada pelos pigmentos acessórios, a concentração de Chl-a pode ser derivada precisamente a partir destas razões de banda porque os pigmentos acessórios e as concentrações de Chl-a são altamente correlacionadas (Trees *et al.*, 2000).

2.2.4.4 Spectral Angle Mapper (SAM)

De acordo com Kruse *et al.* (2003) *Spectral Angle Mapper* (SAM) é um algoritmo de classificação supervisionada que determina a similaridade espectral entre dois espectros pelo cálculo do ângulo entre os dois espectros, tratando estes como vetores no espaço com dimensão equivalente ao número de bandas. A classificação é feita a partir de uma referência espectral com propriedades ópticas previamente conhecidas e que pode ser um espectro coletado em laboratório, campo ou extraído de imagens. A semelhança é calculada em função da proximidade geométrica dos dois espectros com base no ângulo geométrico do espectro em relação ao espectro de referência, tratando-os como vetores. O tratamento computacional consiste em medir o arco-coseno dos espectros. Cada amostra pertencerá à classe cuja distância em relação ao espectro de referência for mínima. Se a distância de uma determinada amostra exceder um certo limite (em todas as classes), a mesma não é classificada (Londe, 2008).

Os espectros dos diferentes materiais opticamente ativos podem ser então armazenados em bancos de dados conhecidos como bibliotecas espectrais, a exemplo da biblioteca de minerais presente no *software* ENVI, e posteriormente utilizados com espectros de referência. Para a água esta situação é dificultada, pois são poucos os trabalhos existentes, a exemplo do desenvolvido por Lobo (2009) que construiu e validou uma biblioteca espectral de tipos de água das áreas alagáveis da Amazônia. Uma alternativa para este fato é utilizar

como referência espectros do próprio conjunto de dados. Neste caso a escolha pode ser tanto subjetiva com a seleção de alguns espectros do conjunto de dados, ou objetiva, com uso de algoritmos de agrupamentos para extrair a informação do conjunto de dados.

2.3 Limnologia

De acordo com Esteves (1998) a limnologia (*Limné* significa lago em grego), é definida como o estudo ecológico de todas as massas de água continentais independentemente de suas origens, dimensões ou concentrações salinas. Em um conceito mais abrangente Tundisi (2005) explica que a limnologia é uma ciência interdisciplinar que integra estudos biológicos, químicos, físicos e geológicos para a compreensão científica dos mecanismos de funcionamento das águas continentais (lagos, rios, represas, áreas alagadas, pequenos tanques, águas temporárias e lagos salinos no interior dos continentes).

O desenvolvimento científico da limnologia nos últimos cem anos foi muito intenso e culminou na compreensão de que os sistemas continentais estão submetidos a permanentes impactos a partir das bacias hidrográficas. Cada sistema é único em seu funcionamento e a resposta de cada ecossistema de água doce aos diferentes impactos depende da morfometria da bacia hidrográfica e dos lagos, do clima, dos usos da bacia hidrográfica, do tempo de retenção e da história de ocupação humana da bacia (Tundisi, 2005).

A limnologia, ciência que está diretamente envolvida com a utilização racional e com a conservação dos recursos hídricos tem papel central no mundo contemporâneo. Deste modo, pode-se citar as pesquisas sobre o metabolismo dos ecossistemas aquáticos continentais, já que estas viabilizam a sua utilização racional e tornam viável o controle da qualidade da água e recuperação de ecossistemas aquáticos degradados (Esteves, 1998).

2.3.1 Transparência da água e as variáveis limnológicas

A transparência da água tem grande importância para o sensoriamento remoto, pois esta se encontra diretamente relacionada aos componentes presentes na água e que vão conferir a cor resultante. Alguns dos elementos que são atuantes na definição da cor da água são os organismos fitoplanctônicos, o material particulado em suspensão e a matéria orgânica dissolvida.

De acordo com a CETESB (2009) a turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la (e esta redução se dá por absorção e espalhamento). A atenuação ocorre devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e de detritos orgânicos (algas, bactérias, e em menor proporção os compostos dissolvidos). De acordo com Esteves (1998) a turbidez pode ser expressa em termos de coeficiente de dispersão ou alguma unidade empírica, como a turbidez nefelométrica ou NTU (“*Nephelometric Turbidity Units*”).

O aumento da turbidez pode ser causado pela erosão das margens dos rios nas estações chuvosas, o mau uso do solo com o impedimento da fixação da vegetação, pelo lançamento de esgotos sanitários e diversos efluentes industriais, pelas atividades de mineração, entre outros. A alta turbidez reduz a fotossíntese da vegetação enraizada submersa e algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas pode, por sua vez, suprimir a produtividade de peixes. Logo, a turbidez pode influenciar nas comunidades biológicas aquáticas. Além disso, afeta adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional de uma água (CETESB, 2009).

Do ponto de vista óptico, a transparência da água pode ser considerada o oposto da turbidez. Sua avaliação de maneira mais simples é feita através de um disco branco de 20 a 30 cm de diâmetro, denominado disco de Secchi. A medida é obtida ao mergulhar o disco branco no lado de sombra do barco, através de uma corda marcada. A profundidade de desaparecimento do disco de Secchi é inversamente proporcional à quantidade de compostos orgânicos e inorgânicos no caminho óptico. Em outras palavras, a profundidade de desaparecimento do disco de Secchi corresponde àquela profundidade na qual a radiação de 400-740 nm (faixa visível), refletida do disco não é mais sensível ao olho humano. A profundidade obtida (em metros) é denominada transparência do disco de Secchi (em inglês muito usada *Secchi depth = Z_{sd}*) ou profundidade do disco de Secchi (Esteves, 1998).

Poole e Atkins (1929, apud ESTEVES, 1998), explicam que embora a profundidade do disco de Secchi não forneça dados sobre a qualidade e principalmente sobre a quantidade de radiação, pode-se utilizar a profundidade do disco de Secchi para efeito do cálculo indireto do coeficiente vertical de atenuação. A profundidade do disco de Secchi é aproximadamente o inverso do coeficiente de atenuação vertical (k), sendo que k pode ser calculado pela Equação 2.2:

$$k = \left(\frac{1,7}{Z_{ds}} \right) \quad (2.2)$$

Onde: 1,7 é a constante calculada e Z_{ds} é a profundidade do disco de Secchi.

A profundidade do disco de Secchi, na ausência de equipamentos adequados, pode ser também utilizada na avaliação da extensão da zona eufótica. Para tanto, multiplica-se o valor da profundidade do disco de Secchi pelo fator 2,7, embora frequentemente muitos limnólogos brasileiros utilizem o valor 3. O valor obtido é admitido como correspondente a 1% da radiação da superfície (Esteves, 1998).

Embora as variáveis limnológicas Condutividade Elétrica (CE) e potencial hidrogênionico (pH) não sejam opticamente ativas, sua determinação é de extrema importância pois ajudam a caracterizar o ambiente aquático e podem interferir nas demais variáveis. De acordo com CETESB (2009), a condutividade elétrica é uma expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. Depende das concentrações iônicas e da temperatura e indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água, e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes. À medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados, a condutividade da água aumenta (CETESB, 2009).

Já o pH influencia diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente ou em processos de tratamento de águas. Nos ecossistemas aquáticos naturais possui efeitos diretos sobre a fisiologia de diversas espécies. Também o efeito indireto é muito importante podendo, em determinadas condições, contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados ou exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes. Os critérios de proteção à vida aquática fixam o pH entre 6 e 9 (Resolução CONAMA 357/05 – Brasil, 2010).

2.3.2 Medidas estatísticas

Algumas medidas estatísticas ajudam a interpretar dados das mais diversas ordens, dentre os quais os dados ambientais, com destaque para a correlação linear simples (r) e o teste de hipóteses.

Em relação à correlação linear simples (r) Callegari-Jacques (2003) explica que esta é uma medida de intensidade da associação existente entre duas variáveis quantitativas, e sua fórmula de cálculo foi proposta por Karl Pearson em 1896, sendo chamado de *coeficiente de correlação de Pearson*. O coeficiente de correlação pode variar de -1 a +1. Valores negativos de r indicam uma correlação do tipo inversa, isto é, quando x aumenta, y em média diminui (ou vice-versa). Valores positivos para r ocorrem quando a correlação é direta, isto é, x e y variam no mesmo sentido. O valor máximo de r , tanto positivo quanto negativo, é obtido

quando todos os pontos do diagrama estão numa linha reta inclinada. Por outro lado, quando não existe correlação os pontos se distribuem em nuvens circulares.

Quando se calcula o coeficiente de correlação em uma amostra, é necessário ter em mente que se está, na realidade, estimando a associação verdadeira entre x e y existente na população, descartando a possibilidade do valor obtido ser casual, representando um erro devido à amostragem. Para este fim, deve ser realizado um teste de hipóteses, pelo qual se rejeita ou não uma hipótese, associando à conclusão um risco máximo de erro. Para este teste estatístico deve ser escolhido inicialmente o nível de significância (0,05, 0,01) que irá determinar o nível de confiança do teste (95%, 99%). A partir daí é calculado o valor crítico do teste (t_{cal}) com a utilização do valor da correlação e do número de amostras. Se o valor de t_{cal} for menor ao valor do t_{tab} , que representa os valores críticos da distribuição t de Student, fornecido através de uma tabela pronta, pode-se afirmar que a correlação não é estatisticamente significativa. Se o t_{cal} for maior que o t_{tab} a correlação é significativa (Callegari-Jacques, 2003).

CAPÍTULO III

3 METODOLOGIA

A identificação do comportamento espectral do reservatório da UHE Dona Francisca foi alcançada por meio das seguintes etapas metodológicas principais: coleta, processamento e interpretação de dados limnológicos e espectrais e posterior correlação dos resultados obtidos, conforme detalhado no fluxograma da Figura 3.1.

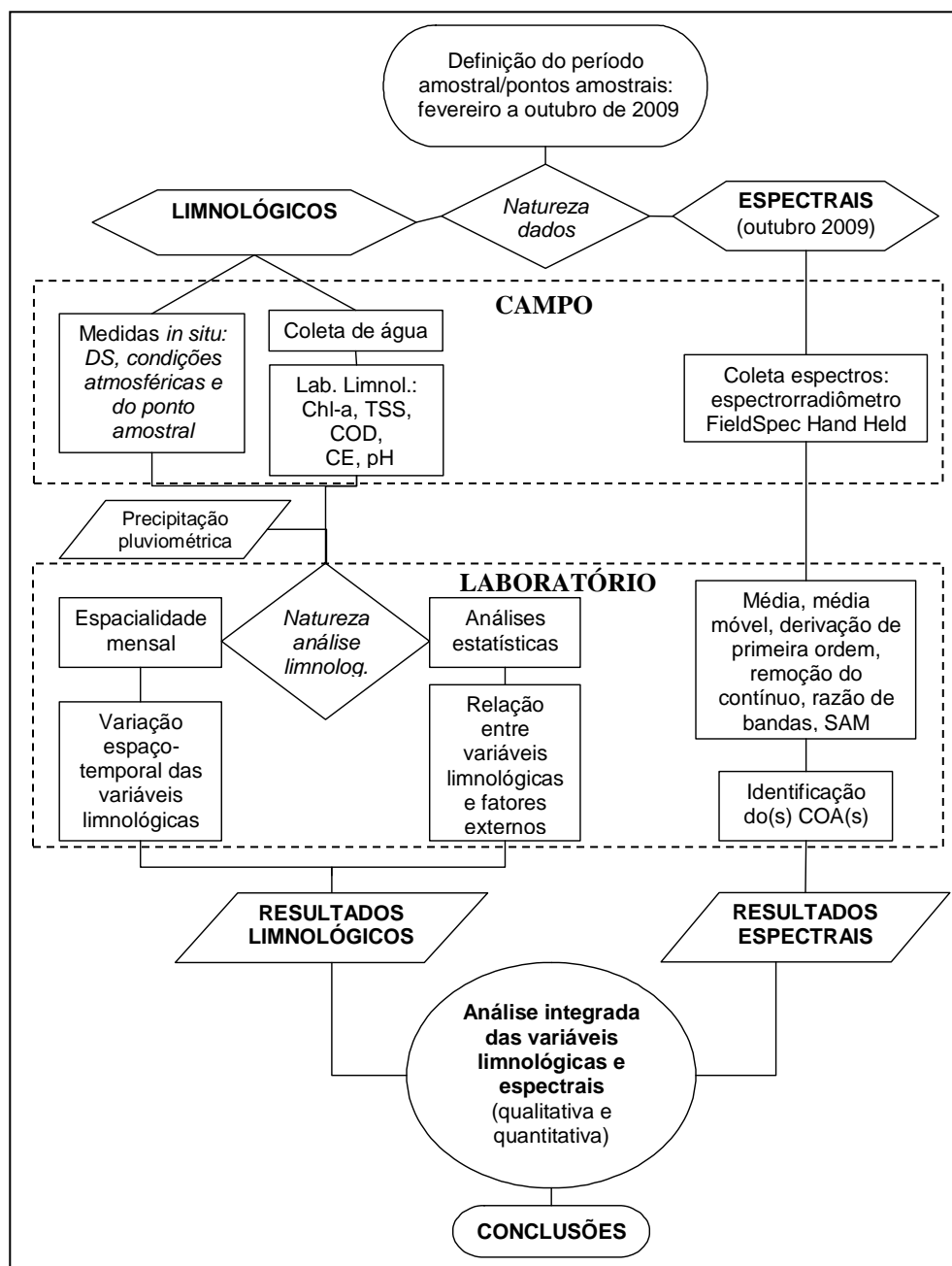


Figura 3. 1 - Fluxograma de desenvolvimento da pesquisa

3.1 Trabalhos de campo e localização dos pontos amostrais

O reservatório da UHE Dona Francisca foi escolhido como área de estudo da presente pesquisa por ter sido construído no rio Jacuí, um dos principais rios do Estado do RS e por sua importância no contexto regional para a geração de energia elétrica. Embora seja um reservatório recente e implantado em consonância com as leis ambientais, muitos impactos foram gerados tanto para o ambiente aquático quanto terrestre. Além disso, insere-se em uma sequência de barramentos presentes no rio Jacuí e é o último reservatório de uma série que se inicia a montante com Ernestina, seguido por Passo Real, Jacuí e Itaúba.

A determinação dos 22 pontos amostrais utilizados (Figura 3.2) deu-se a partir da pesquisa desenvolvida por Strassburguer e Pereira Filho (2003). Naquela ocasião foi realizado o levantamento limnológico dos sedimentos suspensos, do pH e da profundidade do disco de Sechhi com a utilização de pontos de coleta espacialmente distribuídos e demarcados com auxílio de um GPS, buscando contemplar os diferentes tipos de água. É importante destacar que nos meses de fevereiro e julho não foi possível realizar a coleta de dados em todos os pontos amostrais por motivos de ordem técnica ou climática, sendo recobertos 10 pontos em fevereiro e 13 pontos em julho.

No mês de setembro de 2008 foi realizado o primeiro trabalho de campo para o reconhecimento da área de estudo e obteve-se a coleta de água e de espectros de reflectância (Corazza, *et al.*, 2009). Os resultados obtidos foram fundamentais para o delineamento dos objetivos da Dissertação, pois através da análise dos espectros e das amostras de Chl-a realizadas em 4 pontos amostrais foi possível verificar o predomínio do comportamento espectral da Chl-a na água do reservatório naquele mês.

Os trabalhos de campo que compuseram a presente pesquisa foram desenvolvidos entre os meses de fevereiro e outubro de 2009. Buscou-se, dentro das possibilidades climáticas e técnicas, realizar uma frequência mensal para os trabalhos de campo, com obtenção de dados limnológicos nos meses de fevereiro, março, abril, junho, julho, agosto e outubro de 2009, totalizando sete meses de coleta. No mês de outubro também ocorreu a coleta de dados espectrais em todos os pontos amostrais.

Os trabalhos de campo consistiram basicamente em coletas de dados limnológicos, espectrais, das características do entorno de cada ponto amostral e das condições atmosféricas. Para a localização em campo e o georreferenciamento dos pontos amostrais utilizou-se aparelho do sistema de posicionamento global GPS Garmin Etrex – 60CSX.

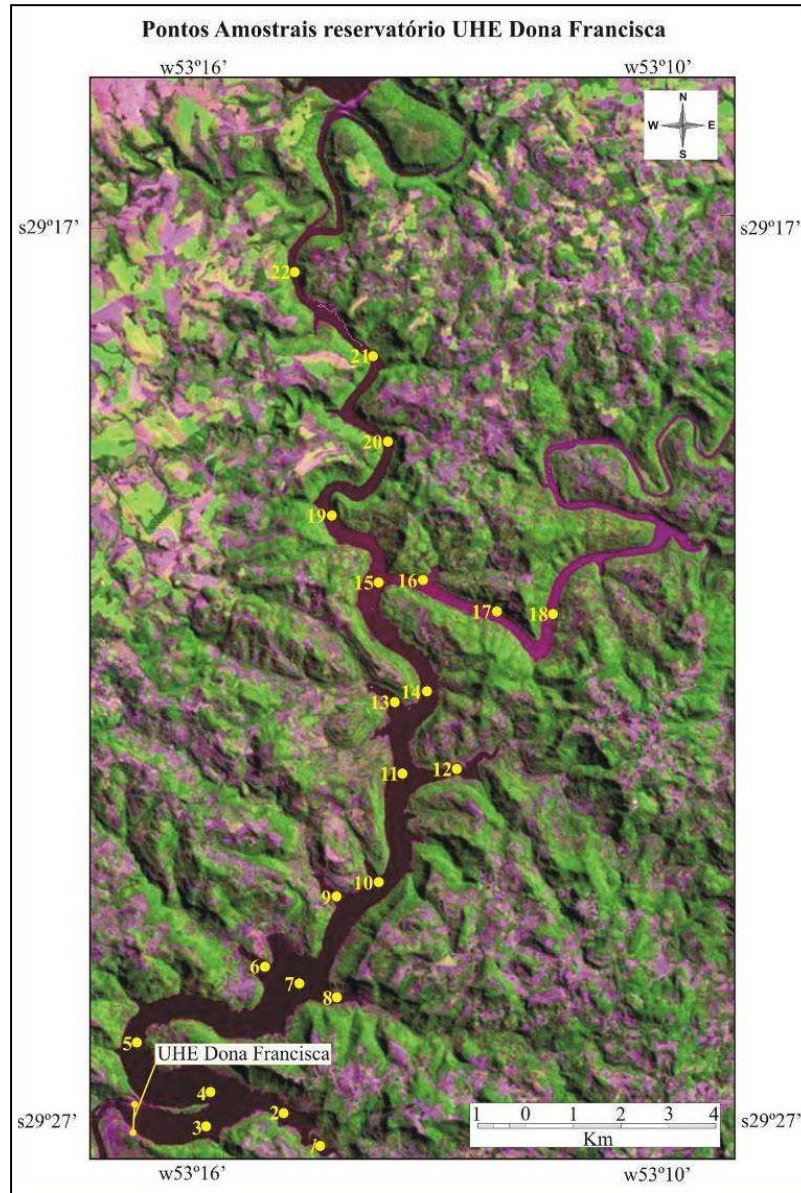


Figura 3. 2 - Localização dos pontos amostrais utilizados nos trabalhos de campo – Imagem Landsat TM5 de 20/07/2007, composição 243RBG

3.2 Medidas das variáveis limnológicas

Em cada ponto amostral do reservatório realizou-se a coleta de água de sub-superfície, na profundidade aproximada de 30 cm, com a utilização de um recipiente devidamente numerado com um litro de capacidade. Para determinar a transparência da água utilizou-se o disco de Secchi que se constitui em um disco branco de 25 cm de diâmetro acoplado a uma corda graduada. Além da coleta de água e a medida da profundidade do disco de Secchi, realizou-se *in situ* a medida da temperatura da água de sub-superfície com o uso do termômetro digital portátil marca Instrutherm, modelo TE-400, com resolução de 0,1°C.

As demais variáveis limnológicas foram determinadas em laboratório a partir da água coletada nos pontos amostrais, mantida em recipientes térmicos até a chegada ao laboratório. São essas variáveis: o pH (potencial hidrogeniônico); a Condutividade Elétrica (CE); o Total de Sólidos em Suspensão (TSS); o Carbono Orgânico Dissolvido (COD) e a concentração de Clorofila-a (Chl-a). Para a determinação do pH e da CE utilizou-se os aparelhos peagâmetro digital portátil pH_{Teh} PH100 e o condutivímetro ORION 815, calibrados com soluções padrão pH 4 e pH 7 e solução 1413 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente. Esta calibração ocorreu previamente às análises em laboratório.

A obtenção dos valores de TSS se deu conforme descrito em Wachholz (2007). O primeiro procedimento consistiu na filtração com uso de bomba de vácuo de 350 ml da água coletada em cada ponto amostral. Dois tipos de filtro foram empregados para a filtração: 1) Microfibra de vidro borossilicato sem resina ligante (não perdem peso quando calcinados a 550°C, Marca Millipore – AP40), que permite a realização do processo de filtração e calcinação; 2) Filtro de celulose (indicado para análises microbiológicas, Marca Millipore – HAWG04700) constituído por membranas HA em Ester de celulose com porosidade certificada de 0,45 μm e diâmetro de 47 mm (Millipore, 2008).

Antes da filtração os filtros de microfibra de vidro passaram por uma secagem inicial de 24 horas em estufa a uma temperatura de 50°C para a perda da umidade, sendo na sequência pesados na balança analítica da marca Bel® Engineering (acurácia de 0,0001 g). Com a pesagem dos filtros obteve-se o Peso Inicial (P_i). Após a filtração da água, os filtros retornaram a estufa, onde permaneceram por 24 horas em 50°C novamente. Posteriormente os filtros foram pesados na mesma balança, obtendo-se o Peso Final (P_f). Determinou-se então o TSS na unidade mg/L com base na Equação 3.1:

$$TSS = \left(\frac{P_f - P_i}{V} \right) \times 1000 \quad (3.1)$$

Onde: TSS é o Total de Sólidos em Suspensão; P_f é o Peso Final (g); P_i é o Peso Inicial (g); V é o Volume filtrado (L).

De acordo com Esteves (1998) o COD origina-se principalmente da decomposição de plantas e animais e a partir de produtos da excreção desses organismos. O COD é formado por um grupo de compostos que são tanto biológica como quimicamente diferenciados. Os principais componentes do COD são: proteínas, carboidratos, lipídios e compostos húmicos.

Desta forma, na análise dos componentes opticamente ativos da água o COD corresponde à matéria orgânica dissolvida (MOD). O COD influencia a dinâmica dos ecossistemas aquáticos e desempenha importante papel como fonte de energia para bactérias e algas cianofíceas. Atua como agente de interferência na fotossíntese dos organismos aquáticos através de alterações quantitativas e qualitativas da radiação na coluna d'água e como precipitador de nutrientes importantes para a produção primária (Esteves, 1998).

A determinação do COD foi realizada conforme método adaptado de Anne e Dabin (1971) e apresentado por Costa (s/d). Este método consiste em filtrar entre 5 e 200 ml da água coletada em um filtro com porosidade de 0,45 µm e posteriormente colocar a água que passou pelo filtro para evaporar em estufa. Quando a amostra estiver seca deve-se adicionar ao resíduo 10 ml de solução de dicromato de potássio a 2% e 5 ml de ácido sulfúrico concentrado. Esta mistura deve, então, ser seca em estufa a 105°C por uma hora. Na sequência deve-se adicionar 4 ml de ácido fosfórico, 5 gotas de difenilamina e por fim uma quantidade suficiente de sulfato ferroso amoniacal 0,2 para a realização da titulação (cerca de 25 ml). No cálculo para a obtenção do COD em mg/L leva-se em consideração as concentrações e os volumes gastos de cada material, além do volume de água filtrada, conforme apresentado na Equação 3.2.

$$COD(mg / L) = (V1 - V2) \cdot 0,615 \cdot \left(\frac{10 \cdot 0,5}{0,2 \cdot x} \right) \cdot \left(\frac{1000}{Vol.Amostra} \right) \quad (3.2)$$

Onde: *V1*: volume de sulfato ferroso gasto na titulação do branco; *V2*: volume de sulfato ferroso gasto na titulação das amostras; 0,615: constante; 10: alíquota usada do dicromato de potássio para titulação com sulfato ferroso; 0,5: concentração de dicromato de potássio; 0,2: concentração do sulfato ferroso; *x*: volume gasto de sulfato ferroso na titulação do padrão de dicromato de potássio; *Vol. amostra*: volume utilizado na análise do carbono (ml); 1000: constante.

A Chl-*a* foi determinada conforme método apresentado por Yunes e Araújo [s/d] com base em Mackinney (1941), Paranhos (1996) e Chorus (1999). O autor explica que após a coleta da água no reservatório, as amostras devem ser mantidas resfriadas numa caixa de armazenamento até chegarem ao laboratório. Caso não puderem ser filtradas imediatamente, deverão ficar mantidas no escuro e sob refrigeração, por não mais que 8 horas. Os procedimentos de filtragem e extração de pigmentos devem ser realizados sempre sob fraca iluminação. Para a filtragem deve ser utilizado em filtro de celulose de 47 mm de diâmetro e

0,45 µm de porosidade. O volume da amostra deve ser despejado até que o filtro não permita mais a passagem da amostra, ou seja, alcançado um volume previamente estabelecido (a filtragem não deve demorar mais de 15 minutos). O filtro então deve ser removido e colocado sobre um papel absorvente para retirar a umidade. Se a extração dos pigmentos não for feita na sequência deve-se enrolar os filtros em papel alumínio (dobrá-los ao meio com os pigmentos voltados para dentro) e congelá-los por no máximo 3 meses.

Para a extração dos pigmentos deve-se colocar os filtros dentro de frascos, adicionar 10 ml de metanol, tampar, enrolar em papel alumínio e refrigerar os frascos por cerca de 12 a 24 horas. Para a leitura no espectrofotômetro deve-se retirar os filtros da refrigeração, retirar o sobrenadante com uma pipeta e colocar as amostras nas cubetas do espectrofotômetro. Com base em Mackinner (1941), Yunes e Araújo [s/d] explica que a absorbância da Chl-a ocorre em 663 nm e a turbidez das células das cianobactérias em 750 nm. Para o cálculo da concentração de clorofila em µg/L é levado em consideração as medições do espectrofotômetro, o volume de pigmentos extraídos e o volume filtrado, conforme apresentado na Equação 3.3. Nos experimentos realizados utilizou-se o Espectrofotômetro Bel 1105 modelo SF325NM com faixa de operação entre 325 a 1000 nm (Bel Engineering, 2009).

$$Chl - a(mg / L) = [A(663 - 750) \cdot 12,63 \cdot Vol.extração(mL) \cdot 1000] \div Vol.filtrado(mL) \quad (3.3)$$

Onde: A: absorbância em 663 e 750 nm; 12,63: constante; *Vol. Extração*: volume de metanol utilizado; *Vol. Filtrado*: volume de água filtrada.

3.3 Mapeamento das variáveis limnológicas

A partir dos valores das variáveis limnológicas obtidas mensalmente nos pontos amostrais elaborou-se mapas temáticos que permitiram identificar a variação espaço-temporal. Para este procedimento utilizou-se o Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas (Spring) versão 4.3.3. Inicialmente foram criados modelos de dados MNT (Modelo Numérico do Terreno) com os respectivos nomes das variáveis limnológicas. Dentro destes modelos de dados foram criados planos de informação e importados os valores das variáveis limnológicas que constituiram a variável *z* (*x* e *y* referem-se respectivamente à longitude e a latitude do ponto amostral).

Na sequência, para cada variável em cada mês foi gerada uma grade regular das amostras. A grade regular é utilizada geralmente em aplicações qualitativas, ou seja, para

visualização da superfície, sendo um modelo digital que aproxima superfícies através de um políedro de faces retangulares representando de maneira mais fiel possível a superfície (INPE, 2010). Utilizou-se como interpolador a média ponderada, no qual o valor de cota de cada ponto da grade é calculado a partir da média ponderada das cotas dos 8 vizinhos mais próximos a este ponto, porém atribuindo pesos variados para cada ponto amostrado a partir de uma função que considera a distância do ponto cotado ao ponto da grade (INPE, 2010).

As grades regulares geradas foram então exportadas para o programa *TerraView* 3.3.1, no qual definiu-se a escala de cores e as classes da legenda levando em consideração o valor máximo e mínimo de cada variável durante os meses amostrais. A etapa de edição final dos mapas limnológicos foi desenvolvida no *Corel Draw* 12, com a inclusão de título, margens, entre outros procedimentos necessários para a finalização dos *layouts*.

3.4 Medidas espectrorradiométricas

As medidas do fator de reflectância da água foram realizadas com o auxílio do espectrorradiômetro *FieldSpec® HandHeld*, com faixa de operação entre 325 e 1075 nm, resolução espectral de 3 nm e campo de visada de 25° (ASD, 2009). Antes de cada medida da água realizou-se a medida da radiância de uma placa de referência Spectralon com reflectância aproximada a de uma superfície lambertiana perfeita (100% de reflectância) (Steffen *et al.*, 1996).

De acordo com Milton (1987), o fator de reflectância de uma amostra é a razão entre a sua radiância e a radiância de uma superfície lambertiana ideal, nas mesmas condições de iluminação e geometria. O fator de reflectância espectral depende das propriedades da amostra, da geometria de iluminação e da faixa espectral utilizada. Além disso, o ideal é que a cobertura de nuvens seja de no máximo 20% (Steffen *et al.*, 1996).

As medidas de cada ponto amostral foram realizadas sob as mesmas condições de iluminação e observação, conforme apresentado em Milton (1987), com o espectrorradiômetro posicionado dentro do barco acima de um metro da superfície da água, de forma perpendicular à direção do Sol e com uma inclinação de 45° do sensor em relação à vertical. Em relação à medida da placa de referência tomou-se o cuidado de que esta preenchesse o campo de visada do sensor. Além disso, buscou-se medições em condições de tempo adequadas: com domínio do fluxo solar direto no campo de irradiação, ou seja, com o mínimo de nuvens, já que a radiação difusa aumenta o albedo pelo seu efeito aditivo e com a

menor quantidade de vento possível, visto que este provoca a rugosidade da superfície da água e compromete a interpretação dos espectros obtidos (diminui o albedo) (Milton, 1987; Pereira Filho *et al.*, 2005). A configuração aproximada da coleta com dados espectrorradiométricos pode ser visualizada na Figura 3.3.

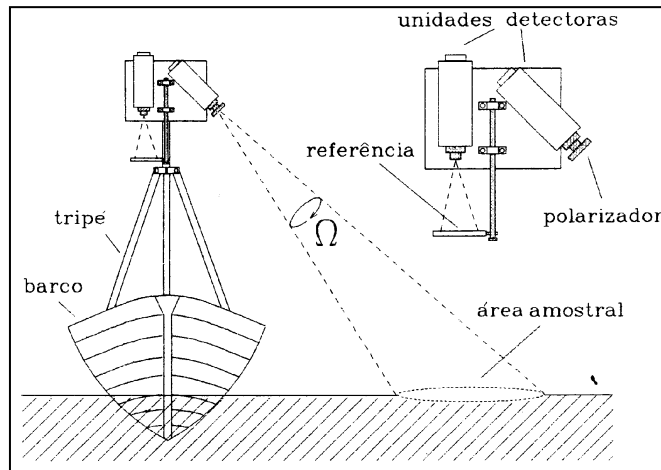


Figura 3. 3 - Geometria de aquisição dos dados espectrorradiométricos em superfícies aquáticas.

Fonte: Steffen *et al.*, 1996.

Na análise dos espectros utilizou-se a faixa entre 400 a 900 nm, por esta apresentar menor quantidade de ruídos e corresponder à faixa de interesse para identificação dos componentes opticamente ativos da água. As técnicas utilizadas para a análise dos espectros foram: a média dos cerca de 10 espectros coletados para cada ponto amostral; a média móvel de 3 pontos para os espectros resultantes a fim de suavizar os ruídos; a derivação de 1º ordem dos espectros – subtração do primeiro valor de reflectância pelo terceiro e divisão do resultado pela subtração do primeiro comprimento de onda pelo terceiro (e assim sucessivamente); a remoção do contínuo para feições de absorção localizadas entre 400 e 900 nm e entre 600 e 700 nm; a razão de bandas entre os comprimentos de onda de 10 em 10 nm e por fim a separação de espectros em grupos distintos de acordo com a forma a partir da utilização do algoritmo SAM (*Spectral Angle Mapper*), com emprego dos espectros dos pontos 6 e 21 como espectros de referência para a classificação dos demais espectros, por estes apresentarem características espectrais distintas. Para a realização da média móvel, derivação, razão de bandas e aplicação do algoritmo SAM utilizou-se fórmulas implementadas sobre as planilhas de dados espectrais alocadas no programa Excel. O contínuo foi removido com a utilização do *software* Envi 4.2, sendo as medidas de profundidade de banda obtidas no Excel.

3.5 Características do ponto amostral, do seu entorno e condições atmosféricas

Além das coletas relativas à Limnologia e a espectrorradiometria foram realizados os seguintes procedimentos complementares: a) medida da velocidade do vento (em Km/hora), medida da luminosidade (em Lux), temperatura (em °C) e umidade do ar (em %) com o termo-higro-anemômetro-luxímetro digital marca Instrutherm, modelo THAL-300; b) determinação da localização geográfica com uso do GPS; c) realização de fotografias digitais do ponto amostral e das margens e d) anotação do horário da coleta. Também foram observadas de forma empírica: a cor da água, direção do vento, rugosidade da superfície da água e cobertura de nuvens, além de outras informações que se mostraram pertinentes.

A ocorrência de precipitações pluviométricas durante os meses amostrais e no período de 30 dias de antecedência aos trabalhos de campo também foi considerada, visto que o volume de chuva pode alterar significativamente a dinâmica terrestre e aquática. O site da Defesa Civil do RS foi utilizado como fonte de consulta para os totais pluviométricos diários dos municípios de Arroio do Tigre, Fortaleza dos Valos, Ibirubá e Jacuizinho. Estes municípios fazem parte da bacia hidrográfica do reservatório (bacias do rio Jacuí e Jacuizinho) e foram escolhidos dentre os demais por suas maiores dimensões territoriais.

Todas estas informações adicionais aos pontos de coleta são de fundamental importância na interpretação dos dados limnológicos e, principalmente, dos dados espectrais, pois podem conferir mudanças nos espectros que não se devem unicamente aos componentes opticamente ativos da água, sendo que o efeito do tempo pode alterar os dados de reflectância (Pereira Filho *et al.*, 2005).

3.6 Análise e integração de dados limnológicos e de sensoriamento remoto

A última etapa metodológica consistiu na avaliação quantitativa dos dados limnológicos e dos espectros de reflectância. No programa Excel foram aplicados testes estatísticos entre os dados limnológicos e entre os dados limnológicos e espectrorradiométricos. Dentre os testes estatísticos utilizados cita-se: a) a *correlação*, que mede o grau e direção da relação linear entre duas variáveis quantitativas; b) a *dispersão*, que avalia o quanto os dados são diferentes e distam de um valor central; c) a *regressão*, que informa que fração da variabilidade de uma característica é explicada estatisticamente pela

outra variável; e d) o *teste de hipóteses*, que permite identificar se as correlações obtidas são estatisticamente significativas.

Inicialmente, os valores de reflectância em cada comprimento de onda dos espectros foram correlacionados com as concentrações de cada uma das variáveis limnológicas opticamente ativas (Chl-a, TSS e COD) nos 22 pontos amostrais, gerando gráficos denominados correlogramas, nos quais o eixo Y expressa a correlação (variando de -1 a 1) e eixo X os comprimentos de onda (de 400 a 900 nm). A linha plotada sobre este gráfico demonstra os comprimentos de onda com maior/menor correlação com cada COA. Como exemplo, tem-se que as 22 leituras da reflectância no comprimento de onda de 400 nm foram correlacionadas com as 22 concentrações de Chl-a obtidas nos pontos amostrais. Além da reflectância original, foram elaborados correlogramas dos COAs com os valores da primeira derivada da reflectância e da reflectância normalizada pela remoção do contínuo.

Os correlogramas possibilitaram a identificação dos comprimentos de onda com maior correlação entre a reflectância e cada uma das variáveis limnológicas opticamente ativas, o que foi facilitado com o teste de significância que permitiu identificar o limite entre as correlações estatisticamente significativas ou não. Para os comprimentos de onda com maior correlação com os COAs foram gerados diagramas de dispersão entre os valores de reflectância originais ou resultantes das técnicas aplicadas sobre os espectros e as concentrações da variável limnológica que se mostrou mais correlacionada. Sobre os diagramas de dispersão foram ajustadas equações lineares, permitindo o cálculo do valor de regressão, que expressa a dependência entre os parâmetros espectrais e limnológicos. Foram enfatizados comprimentos de onda indicativos da presença de pigmentos fotossintéticos como 610 nm (ficocianina) e 675 nm (Chl-a). O comprimento de onda de 590 nm também foi enfatizado por nele estar centrado o pico de reflectância dos espectros.

Os valores resultantes das razões de banda entre todos os comprimentos de onda de 10 em 10 nm foram correlacionados com os constituintes opticamente ativos e as correlações obtidas foram plotadas utilizando o programa Surfer, formando um diagrama de correlação no qual os eixos X e Y apresentam os comprimentos de onda de 400 a 900 nm (denominador das razões de banda em X e numerador em Y). O diagrama resultante permite identificar além das razões entre comprimentos de onda com maior correlação (positiva ou negativa) com os constituintes opticamente ativos, áreas com maior ou menor potencial de estimativa de concentração de variáveis a partir das razões de bandas espectrais.

CAPÍTULO IV**4 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Os resultados referentes a presente pesquisa encontram-se divididos em quatro partes principais: 1) valores de precipitação dos dias/meses em que os dados amostrais foram coletados; 2) resultados limnológicos; 3) resultados espectrais; 4) integração entre resultados limnológicos e espectrais.

4.1 Dados de precipitação

O ano de 2009 apresentou um acumulado médio de 2.216 milímetros de chuva nos municípios de Arroio do Tigre, Fortaleza dos Valos, Ibirubá e Jacuizinho, os quais fazem parte da bacia hidrográfica do reservatório da UHE Dona Francisca. Este total é superior às precipitações normais na região central do RS que foram em média de 1.600 a 1.700 mm entre os anos de 1975 a 2000 (Matzenauer R. *et al.*, 2007). A explicação para este fato é a ocorrência do fenômeno *El Niño* entre 2009 e 2010, que ocasiona o aumento das precipitações no Sul do Brasil e secas no Norte e Nordeste do país. Na Figura 4.1 é apresentada a variação da precipitação durante o ano de 2009 e os valores médios mensais.

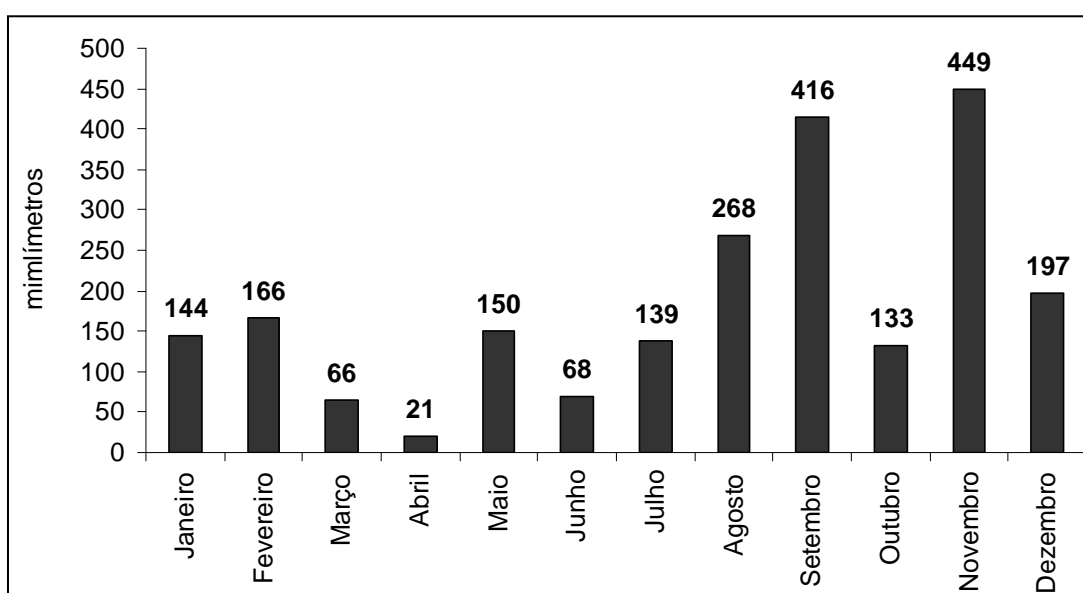


Figura 4.1 - Precipitação pluviométrica mensal média na bacia hidrográfica do reservatório Dona Francisca.

Fonte: Defesa Civil do RS (2009)

Os valores de precipitação devem ser levados em consideração na análise dos dados limnológicos e espectrais, pois interferem diretamente na dinâmica aquática de um reservatório. Nos meses de março e abril de 2009 a quantidade de chuva foi menor em relação aos demais meses, o que pode caracterizar um período de estiagem. Entre os meses de junho e setembro o acumulado mensal aumentou gradativamente, com diminuição em outubro e novo aumento em novembro, chegando a 449 mm naquele mês, ocasionando inundações e prejuízos à população urbana e rural.

Para cada ponto amostral do reservatório mediou-se a temperatura da água e do ar. Na Figura 4.2 é apresentada a média destas temperaturas nos dias de coleta de campo, as quais expressam a variação esperada para o contexto sazonal do RS, com declínio das temperaturas nos meses do outono e inverno e aumento na primavera e verão. Nota-se que variação da temperatura da água é menor do que a da temperatura do ar, o que está relacionado ao maior calor específico e maior inércia térmica da água, com o consequente aquecimento ou resfriamento mais lento das moléculas desta substância.

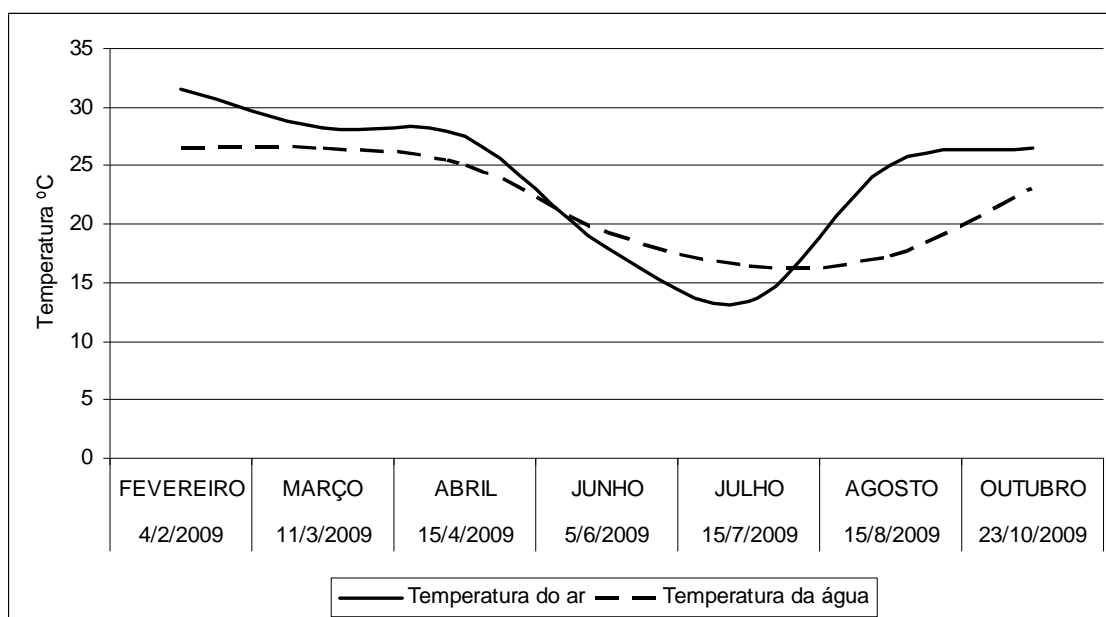


Figura 4. 2 – Variação da temperatura do ar e da água para os dias dos trabalhos de campo no reservatório Dona Francisca.

Na Figura 4.3 são apresentados os valores de precipitação diários no período de um mês de antecedência em relação à data dos trabalhos de campo. Estas informações fornecem subsídios para a interpretação dos dados limnológicos e espectrais visto que as precipitações pluviométricas influenciam as características da água de forma tão mais intensa quanto maior for a quantidade de chuva.

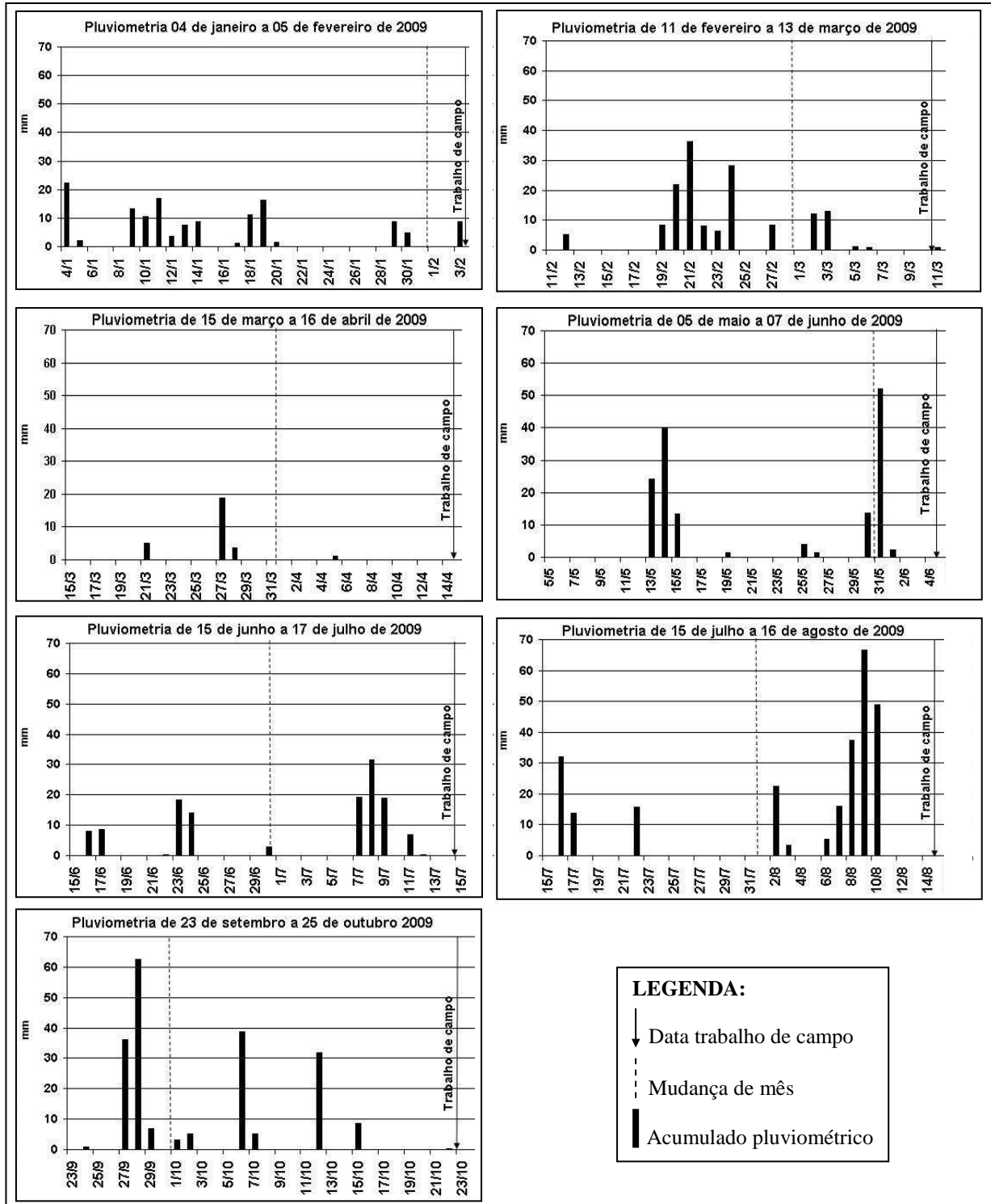


Figura 4. 3 - Precipitação pluviométrica nos 30 dias de antecedência aos trabalhos de campo

Para o primeiro trabalho de campo realizado no mês de fevereiro de 2009 observa-se que vários dias sem chuva ou com pequenas precipitações o antecederam, com registro de uma precipitação inferior a 10 mm no dia anterior ao trabalho de campo. Situação semelhante ocorreu nos meses de março e abril, porém com uma menor quantidade de chuva em abril. Para os meses de junho, julho e agosto ocorreram chuvas com maiores volumes nos dias

próximos à data dos trabalhos de campo, com destaque para o mês de agosto que apresentou várias precipitações nos sete dias anteriores à coleta de dados em campo.

Se forem considerados somente os meses em que ocorreram trabalhos de campo (fevereiro, março, abril, junho, julho, agosto e outubro), a precipitação média mensal obtida foi de 123 mm. Isto significa que os meses de fevereiro, julho, agosto e outubro apresentaram quantidades de chuva acima da média, o oposto de março, abril e junho que ficaram abaixo da média e podem ser considerados meses mais secos.

A Figura 4.4 ilustra as medidas da profundidade do reservatório (batimetria) para os pontos amostrais do mês de outubro, realizadas com o auxílio de um sonar. Embora naquele mês tenha ocorrido uma diminuição do volume de chuvas em relação aos meses anteriores é provável que o nível de água estivesse acima do normal, como um resultado dos grandes acumulados pluviométricos.

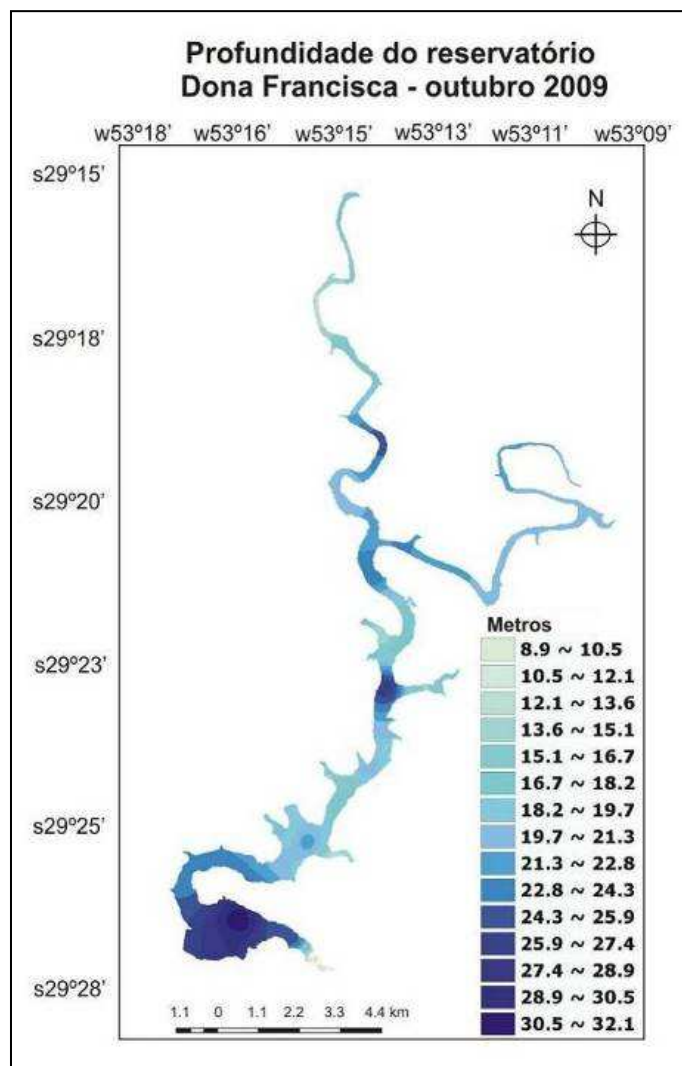


Figura 4. 4 - Mapa de profundidade do reservatório Dona Francisca no mês de outubro de 2009

A profundidade máxima medida foi de 32 metros na região próxima ao dique. As menores profundidades ocorreram no trecho do rio Jacuí a jusante do reservatório de Itaúba. O rio Jacuizinho, afluente da margem esquerda do rio Jacuí, apresentou, por sua vez, profundidades intermediárias, com a presença de uma área de maior profundidade após a confluência destes rios.

4.2 Variáveis limnológicas

A coleta de dados limnológicos ocorreu entre os meses de fevereiro a outubro de 2009, com exceção de maio e setembro. Com a periodicidade obtida foi possível entender parcialmente a dinâmica aquática do reservatório, estritamente relacionada à sazonalidade, ao regime de chuvas e ao uso/ocupação da terra na bacia de captação do reservatório.

Na Figura 4.5 é apresentada a precipitação média mensal durante o período da pesquisa e a variação média dos dados de limnologia, sendo estes: o Disco de Secchi (DS), a Clorofila-a (Chl-a), o Total de Sólidos em Suspensão (TSS), o Carbono Orgânico Dissolvido (COD), a temperatura, a Condutividade Elétrica (CE) e o Potencial Hidrogênionico (pH).

De acordo com a Figura 4.5(a) é possível verificar que houve variação da profundidade média do DS entre os meses, o que significa que a água esteve mais transparente à entrada de radiação em alguns períodos do que em outros. Em fevereiro e março a transparência média foi de 1,3 m, subiu para 2,3 m em abril, junho e julho e voltou a diminuir em agosto e outubro, quando a média foi de 0,9 m. A profundidade do DS apresentou correlação de -0,79 (estatisticamente significativa, 99,9% de nível de confiança) com a precipitação pluviométrica acumulada nos 30 dias de antecedência aos trabalhos de campo. Este fato explica a maior transparência da água nos meses mais secos, especialmente em abril (2,4 m). Em agosto observou-se o oposto, pois o máximo de precipitação no período resultou na menor transparência (0,8 m) e aproximou-se da média de DS encontrada por Strassburguer e Pereira Filho (2003) para o mês de março de 2003, que foi de 0,94 m.

O menor valor de desvio padrão apresentado pelo DS foi de 0,06 m para o mês de outubro, e o máximo de 0,25 m para o mês de abril, o que demonstra que maiores valores de precipitação (agosto e outubro) resultaram em maior homogeneidade da transparência da água na superfície do reservatório.

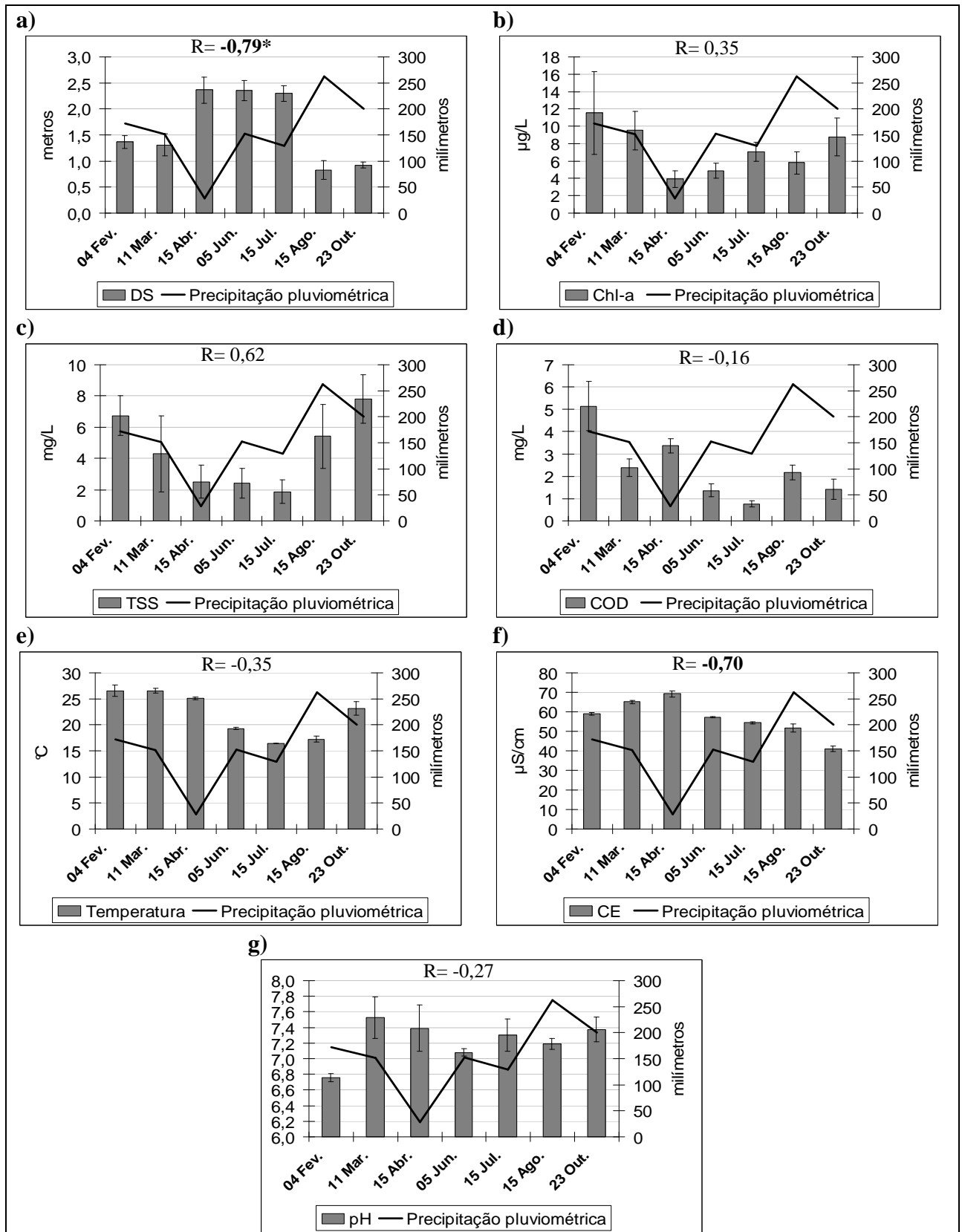


Figura 4. 5 – Valores médios mensais e desvio padrão das variáveis limnológicas e precipitação pluviométrica acumulada nos 30 dias de antecedência aos trabalhos de campo.

* Os valores de correlação negritos são estatisticamente significativos com 90% de nível de confiança ($n=7$).

Em relação a Chl-a, verifica-se na Figura 4.5(b), que nos meses de fevereiro e março as concentrações médias de Chl-a foram as maiores do período, o que pode estar relacionado às maiores temperaturas (Figura 4.2) e quantidade de radiação. Em abril ocorreu a menor concentração de Chl-a do período e em outubro houve um incremento nas taxas em função do florescimento do fitoplâncton na primavera (Esteves, 1998) e das elevadas precipitações pluviométricas registradas a partir do mês de agosto. Além disso, outubro corresponde à fase de início de preparo do solo e plantio das culturas de verão, o que aumenta a vulnerabilidade do solo à ação de transporte de sólidos e nutrientes proporcionado pela água. Os meses com maior e menor valor de desvio padrão foram fevereiro e junho (4,75 e 0,86 $\mu\text{g/L}$, respectivamente). Isto demonstra que a temperatura influencia as concentrações de Chl-a e sua variabilidade no reservatório.

As concentrações médias de TSS (Figura 4.5 - c) também variaram amplamente durante o período da pesquisa. Nos meses de fevereiro, março e abril a diminuição da precipitação e da quantidade de sedimentos na água ocorreu simultaneamente. Todavia, chama a atenção o fato da menor quantidade de sedimentos não ter sido encontrada em abril, que foi o mês com menor precipitação pluviométrica, mas sim em julho. A situação contrária também foi verificada, pois a maior concentração média de TSS se deu em outubro, após os meses com maiores precipitações pluviométricas (agosto e setembro - Figura 4.1). Isto significa que, para o reservatório de Dona Francisca, houve uma defasagem temporal entre a ocorrência das precipitações e as concentrações mínimas e máximas de TSS. O mês que apresentou o maior desvio padrão foi março (2,44 mg/L), enquanto julho apresentou o menor (0,77 mg/L), coincidindo com a menor concentração de TSS do período.

No que se refere ao COD, observa-se na Figura 4.5(d) que este apresentou fortes variações durante os meses e que a correlação com a precipitação foi baixa e não estatisticamente significativa (-0,16). Sob um aspecto geral, as maiores concentrações médias de COD se deram nos meses mais quentes, com destaque para fevereiro, e diminuíram consideravelmente nos meses mais frios (junho e julho). O aumento da temperatura da água e do ar resulta em um incremento na decomposição da matéria orgânica, com alterações nas taxas de COD, conforme constatado. O mês de fevereiro apresentou o maior desvio padrão do COD do período (1,11 mg/L) e julho o menor (0,14 mg/L).

A temperatura média da água do reservatório nos dias de coleta (Figura 4.5-e) esteve de acordo com as temperaturas do ar registradas (Figura 4.2), com a água mais quente no mês de março, resfriando-se até o mês de julho e aquecendo-se novamente a partir daí. O maior valor de desvio padrão foi registrado em fevereiro (1,10 $^{\circ}\text{C}$) e o menor em julho (0,03 $^{\circ}\text{C}$), o

que demonstrou que o reservatório esteve mais homogêneo quanto à temperatura no inverno. Em relação à CE (Figura 4.5-f) verificou-se uma correlação estatisticamente significativa de -0,70 com a precipitação, o que explica o fato da maior média mensal ter ocorrido no mês mais seco (abril) e a menor média após os meses mais chuvosos (agosto e setembro). Os meses com menor e maior valor de desvio padrão foram junho (0,39 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e agosto (1,96 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Já o pH (Figura 4.5-g) apresentou maior variabilidade do que a CE, estando, em média, a água mais ácida nos meses de março e abril. Fevereiro e junho apresentaram o menor valor de desvio padrão (0,05) e abril o maior (0,30).

4.2.1 Correlação entre variáveis limnológicas

Em um ambiente aquático como um reservatório, muitos fatores internos e externos influenciam as características limnológicas, mas é importante considerar que há interferências mútuas entre algumas variáveis limnológicas. Na Tabela 4.1, são apresentadas as correlações de Pearson entre os valores das variáveis limnológicas de todos os pontos amostrados, em todos os meses ($n=131$). Estão em destaque as correlações estatisticamente significativas com 99,9% de confiança (Callegari-Jacques, 2003).

Tabela 4. 1 - Matriz de correlação entre as variáveis limnológicas

VARIÁVEL	DS	TSS	Chl-a	COD	Temp.	CE	pH	Prec.
DS	1							
TSS	-0.54	1						
Chl-a	-0.37	0.38	1					
COD	-0.13	0.15	0.29	1				
Temp.	-0.04	0.11	0.32	0.52	1			
CE	0.47	-0.40	-0.19	0.30	0.47	1		
pH	-0.03	0.04	0.12	-0.13	0.19	0.14	1	

Dentre as correlações significativas destacam-se as correlações negativas do DS com o TSS (-0,54) e a Chl-a (-0,37), o que indica que a transparência da água diminuiu com o aumento da concentração de sólidos ou fitoplâncton. Para os meses amostrados a profundidade do DS no reservatório esteve mais relacionada ao TSS do que à Chl-a, provavelmente pelo efeito de aumento do espalhamento da radiação proporcionado pelos sólidos (Novo, 2001). A radiação eletromagnética além de ser espalhada pelo fitoplâncton é fortemente absorvida em alguns comprimentos de onda pelos pigmentos fotossintéticos, sofrendo atenuação (Kirk, 1994; Mobley, 1994; Esteves, 1998; Novo, 2001).

O TSS por sua vez apresentou correlação significativa positiva com a Chl-a (0,38) e negativa com a CE (-0,40). Embora maiores quantidades de sólidos em suspensão aumentem o espalhamento da radiação, o que implica em menor disponibilidade de luz para a realização da fotossíntese, é provável que, neste caso, juntamente aos sedimentos, tenha ocorrido o carreamento de nutrientes das bacias hidrográficas do reservatório, que são eminentemente agrícolas. A correlação negativa obtida entre o TSS e a CE pode ser compreendida ao observar as Figuras 4.5 (c, f), as quais demonstram que os meses com menores concentrações de TSS correspondem àqueles com maiores valores de CE, a exemplo do mês de abril.

A Chl-a obteve correlações positivas significativas com o COD (0,29) e a temperatura (0,32). O COD é composto por substâncias resultantes da decomposição de matéria orgânica e pode aumentar com a maior disponibilidade de organismos fitoplanctônicos e, conseqüentemente, de clorofila. Além disso, o COD possui importante papel como fonte de energia para as cianobactérias por ser agente precipitador de importantes nutrientes para a produção primária (Esteves, 1998). Em regiões sub-tropicais como o RS o florescimento de algas é dependente, entre outros fatores, da sazonalidade, o que elucida a correlação positiva entre a Chl-a e a temperatura (Esteves, 1998). Para o COD foram encontradas correlações positivas com a temperatura (0,52), pois esta favorece a decomposição química e biológica dos compostos orgânicos. Além disso, houve correlações positivas da CE com o COD e a temperatura.

Além da correlação entre todos os valores das variáveis limnológicas foi realizada a correlação mês a mês das variáveis. O valor mais pertinente para a pesquisa foi a correlação de -0,62 encontrada entre o DS e a Chl-a para outubro (mês com coleta de espectros de reflectância), o que demonstra a influência da Chl-a na transparência da água. Outras correlações altas foram obtidas para o mês de março entre o DS e o TSS (-0,79), o DS e a Chl-a (-0,85) e a Chl-a e a temperatura (0,83). Em março a profundidade média do DS foi de 1,3 metros (Figura 4.5a), considerada intermediária em comparação aos demais meses. Já a Chl-a obteve a maior concentração entre os meses e o TSS a segunda maior, o que explica as altas correlações encontradas. A temperatura da água em março também foi uma das maiores do período estudado.

4.2.2 Distribuição espaço-temporal das variáveis limnológicas

O sistema aquático de um reservatório encontra-se intimamente relacionado aos sistemas terrestre e climático. Isto significa que mudanças nas características da água devem-

se a fatores internos e externos, como o uso do solo nas bacias de captação ou o regime sazonal das temperaturas e precipitações. Estes fatores resultam em variações na água que podem se dar tanto no tempo quanto no espaço (interior do reservatório).

Na Figura 4.6 são apresentados mapas da distribuição da Chl-a no reservatório Dona Francisca nos meses que ocorreram coletas. É possível verificar que, embora no mês de fevereiro não tenha acontecido amostragem nos 22 pontos pré-definidos, o setor verde escuro após a confluência com o rio Jacuizinho (margem esquerda do reservatório) indica a maior concentração de Chl-a de todos os meses, conforme pode ser visualizado na Figura 4.5(b). Nos pontos 13 e 14 esta concentração foi de 26,5 e 31,2 $\mu\text{g/L}$, respectivamente.

Ao observar o mapa da Chl-a do mês de março constata-se que as concentrações também foram altas, porém um pouco inferiores a fevereiro, com 15,2 e 13,5 $\mu\text{g/L}$ de Chl-a nos pontos 13 e 14, respectivamente. O setor dos pontos 20, 21 e 22 apresentou menores concentrações de Chl-a em função da característica intermediária entre rio e represa, com maior velocidade da água, menor temperatura e profundidade, o que desfavorece o desenvolvimento do fitoplâncton. É importante destacar que a porção inicial do reservatório de Dona Francisca é composta principalmente pela água oriunda das turbinas da UHE de Itaúba, a qual é extraída das partes mais profundas do reservatório.

A jusante do ponto 19 as características do reservatório se alteraram com a entrada da água do rio Jacuizinho. Provavelmente naquela data o rio Jacuizinho apresentou maior vazão do que o Jacuí e inundou o reservatório até as proximidades do ponto 19. No mês de março os pontos que estiveram sob influência do rio Jacuizinho compuseram uma área com maior concentração de Chl-a, possivelmente relacionada à diminuição da velocidade da água e à descarga de nutrientes (maior diversidade das condições limnológicas), o que favoreceu a ocorrência de algas. Em direção ao dique do reservatório verificou-se diminuição da quantidade de Chl-a.

No mês de abril as concentrações e a distribuição da Chl-a se alteraram, com nítida queda na quantidade de Chl-a em comparação a fevereiro e março, além da maior homogeneização da distribuição da Chl-a. O que pode ter distinguido o mês de abril dos meses de fevereiro e março, foi a pequena quantidade de precipitação pluviométrica ocorrida no período de um mês antes do trabalho de campo (Figura 4.5), com diminuição do carreamento de nutrientes e sua disponibilidade. Além disso, após as grandes quantidades de Chl-a encontradas em fevereiro e março pode ter ocorrido uma estabilização ou declínio do desenvolvimento fitoplanctônico, o que associa-se a outros fatores, como por exemplo, a diminuição da temperatura da água e do fotoperíodo.

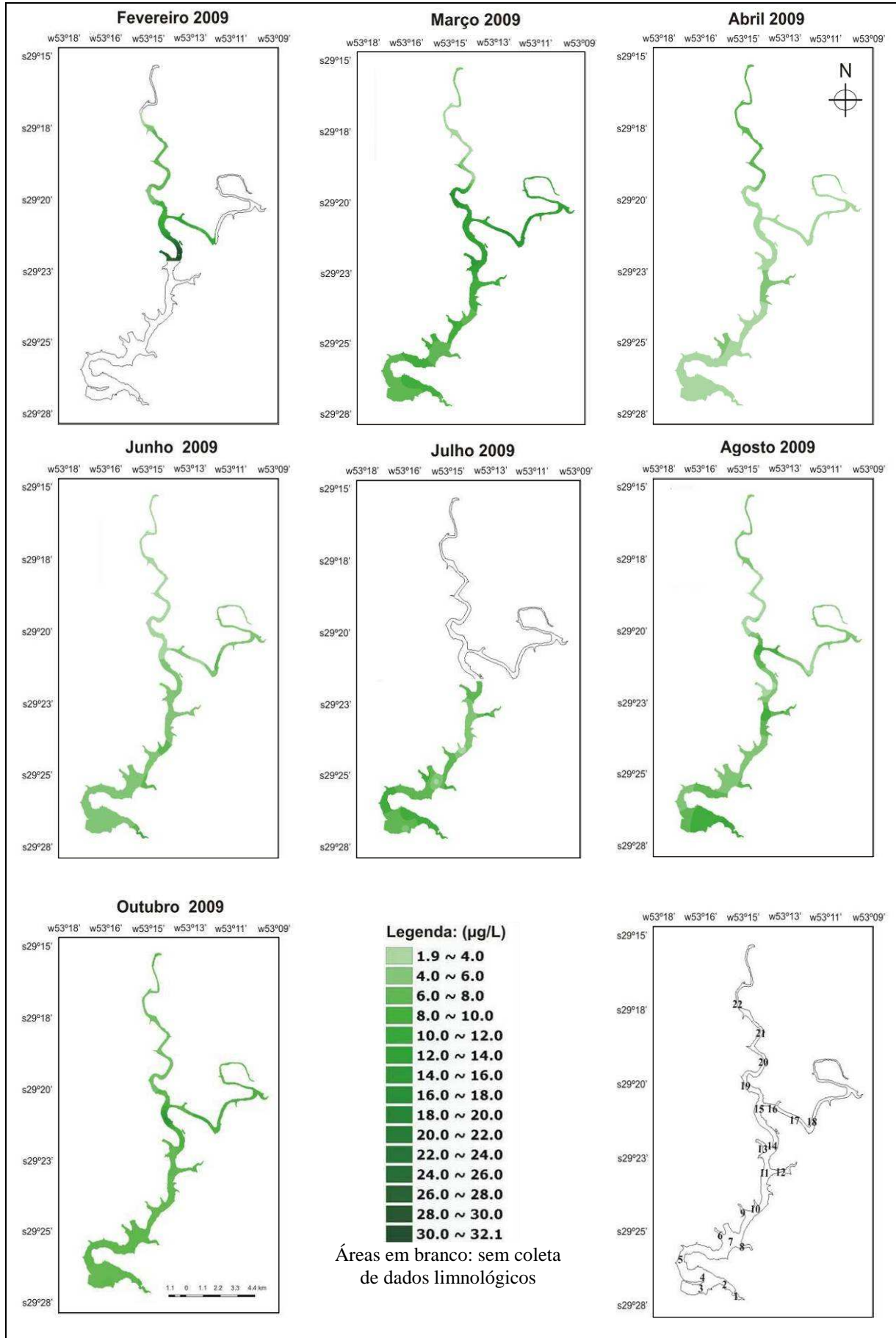


Figura 4. 6 - Distribuição espacial mensal da Chl-a

Em junho a distribuição relativamente homogênea e a quantidade de Chl-a foi semelhante ao mês de abril, porém com uma média levemente superior, conforme pode ser visualizado na Figura 4.5(b). No mês de julho, mesmo sem coleta em todos os pontos amostrais obteve-se concentrações maiores de Chl-a do que nos 2 meses anteriores (Figura 4.5-b), com destaque para o setor dos pontos 1, 2 e 4 que estão próximos ao dique, mas que formam um compartimento aquático diferenciado possivelmente por influência de um rio tributário que ali deságua. A quantidade de Chl-a do mês de julho causa estranheza por este mês ser o mais frio do período estudado (Figura 4.3). Esteves (1998) explica que as baixas temperaturas favorecem a circulação da água em reservatórios de regiões subtropicais pela inexistência da termoclina, ressuspensando os nutrientes acumulados no fundo, o que pode favorecer pequenas florações de algas.

No mês de agosto novamente houve maiores quantidades de Chl-a no setor próximo ao dique (pontos amostrais 1, 2 e 3), o que confirma a existência de um ambiente aquático diferenciado naquele setor. Também foram encontradas concentrações mais elevadas de Chl-a nos pontos 11 e 12 e no setor próximo à confluência com o rio Jacuizinho. Em outubro a concentração de Chl-a em todo o reservatório voltou a aumentar devido aos florescimentos de algas na primavera e o aquecimento da água e do ar (Esteves, 1998), o que justifica a correlação significativa de 0,32 entre a Chl-a e a temperatura (Tabela 4.1). Naquele mês a distribuição da Chl-a foi bastante homogênea e sobressaiu-se nas proximidades ao rio Jacuizinho. Destaca-se, ainda, que em outubro ocorre o preparo do solo para plantio nas bacias de captação e que pode haver maior aporte de nutrientes ao sistema hídrico.

Na Figura 4.7 são apresentados os mapas mensais do TSS no reservatório Dona Francisca. Em relação aos três primeiros meses do período de estudo a média geral do TSS foi maior em fevereiro (Figura 4.5-c). Em março foi nítida a diferença na concentração de sólidos suspensos no reservatório. O setor do rio Jacuizinho, em tom marrom escuro, apresentou maiores concentrações de TSS. Percebe-se que após a confluência com o reservatório o rio Jacuizinho estendeu sua influência na direção a montante do ponto 15, pela provável maior contribuição deste tributário sobre o rio principal. Os setores com menores concentrações de TSS em março foram o extremo a montante e o extremo a jusante em função da precipitação dos sedimentos - a montante pela existência dos reservatórios de Passo Real e Itaúba e a jusante pela diminuição da velocidade da água. Esta diferenciação do TSS nos setores do reservatório também foi verificada por Strassburguer e Pereira Filho (2003) no mês de março de 2003.

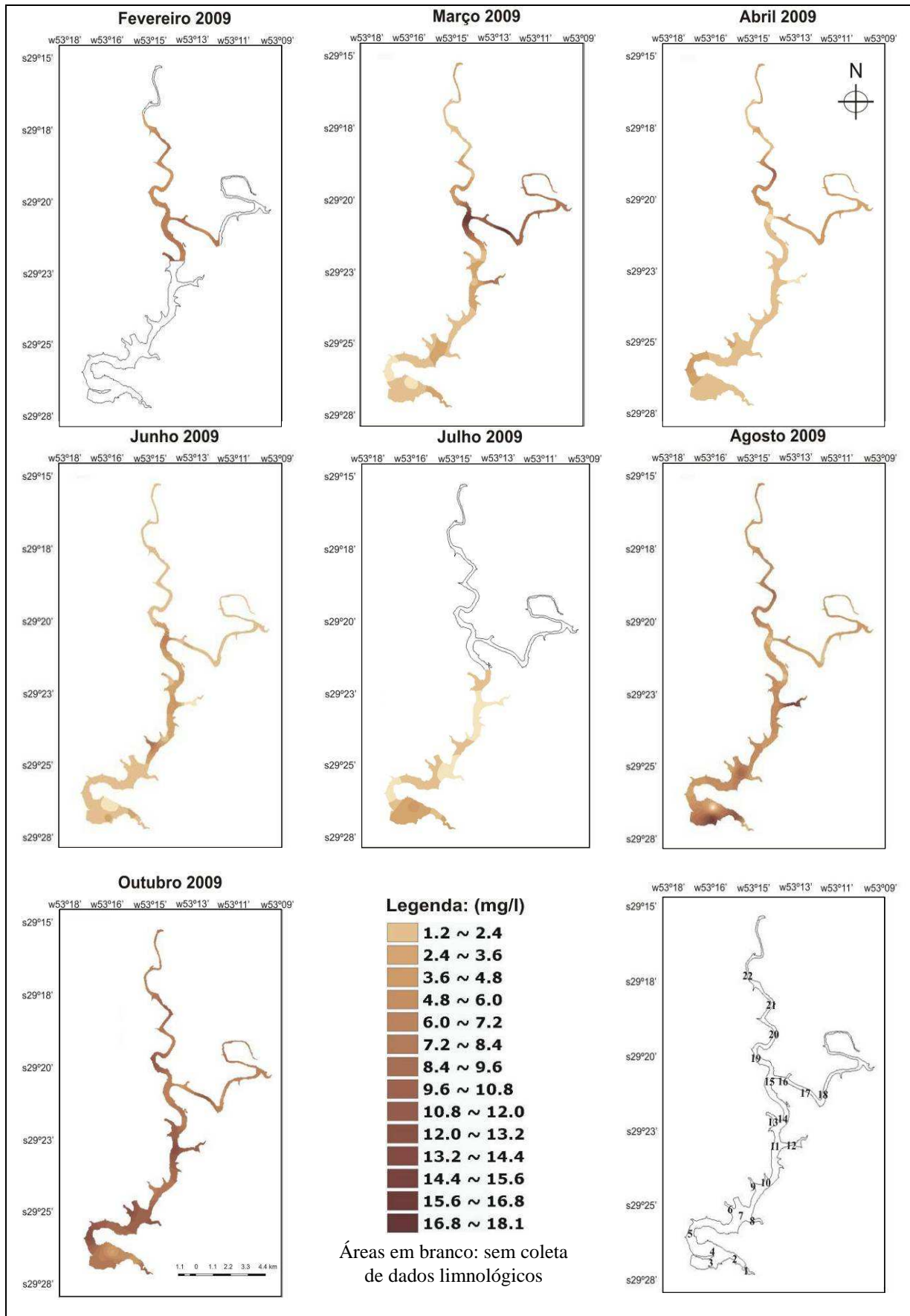


Figura 4. 7 - Distribuição espacial mensal do TSS.

Em abril a distribuição dos sedimentos foi mais homogênea na extensão do reservatório do que em março devido à queda nos acumulados mensais de precipitação registrados a partir de março (Figura 4.1). Isto significa que houve diminuição do carreamento de sedimentos das bacias de captação para dentro do reservatório, rebaixando a média de TSS em relação aos meses anteriores (Figura 4.5-c).

Em junho e julho as médias de TSS continuaram diminuindo (Figura 4.5-c), embora as precipitações tenham aumentado (Figura 4.1). É possível que isto tenha ocorrido em função do pousio de parte das áreas agrícolas após a colheita das culturas de verão como a soja e o milho, haja vista que as culturas de inverno como o trigo e as forrageiras ocupam áreas menos expressivas em comparação às do verão. Em junho verificou-se que o setor intermediário do reservatório apresentou maiores concentrações de TSS, o que pode estar relacionado à precipitação de 150 mm ocorrida no mês de maio e que tornou a carrear material suspenso para o reservatório. Em agosto e outubro as concentrações de TSS aumentaram consideravelmente em comparação aos meses anteriores, sendo uma resposta direta às precipitações de 268 mm no mês de agosto, 416 mm em setembro (mês sem coleta de campo) e 133 mm em outubro (Figura 4.1).

Ao contrário do que aconteceu em março, em agosto o setor do rio Jacuizinho não apresentou as maiores concentrações de TSS no reservatório, o que demonstrou que a elevação da média dos sedimentos (Figura 4.5-c) foi devida, em maior parte, à bacia do rio Jacuí e às bacias de contribuição direta do reservatório. Em outubro o visível aumento do TSS certamente está relacionado à precipitação de 416 mm ocorrida em setembro, valor muito acima das médias normais.

A Figura 4.8 demonstra a distribuição espaço-temporal do COD no reservatório. As concentrações de COD e sua distribuição espacial também variaram nos meses amostrados. Os três primeiros meses, na transição do verão para o outono, foram os que apresentaram maiores concentrações médias de COD (Figura 4.5-d), o que fica explícito também nos mapas elaborados. Em fevereiro os setores com maior concentração de COD foram os localizados após a confluência com o rio Jacuizinho e coincidiram com alguns pontos que também obtiveram maiores concentrações de Chl-a (pontos 13 e 14). Maiores concentrações de fitoplâncton e, conseqüentemente, sua maior decomposição, podem resultar em maiores quantidades de COD, o que corrobora com a correlação significativa de 0,29 encontrada entre estas variáveis (Tabela 4.1). Em abril a concentração do COD foi inferior e sua distribuição mais homogênea no reservatório do que em março. Em junho e julho houve queda no COD, o que pode ser explicado pela redução das temperaturas.

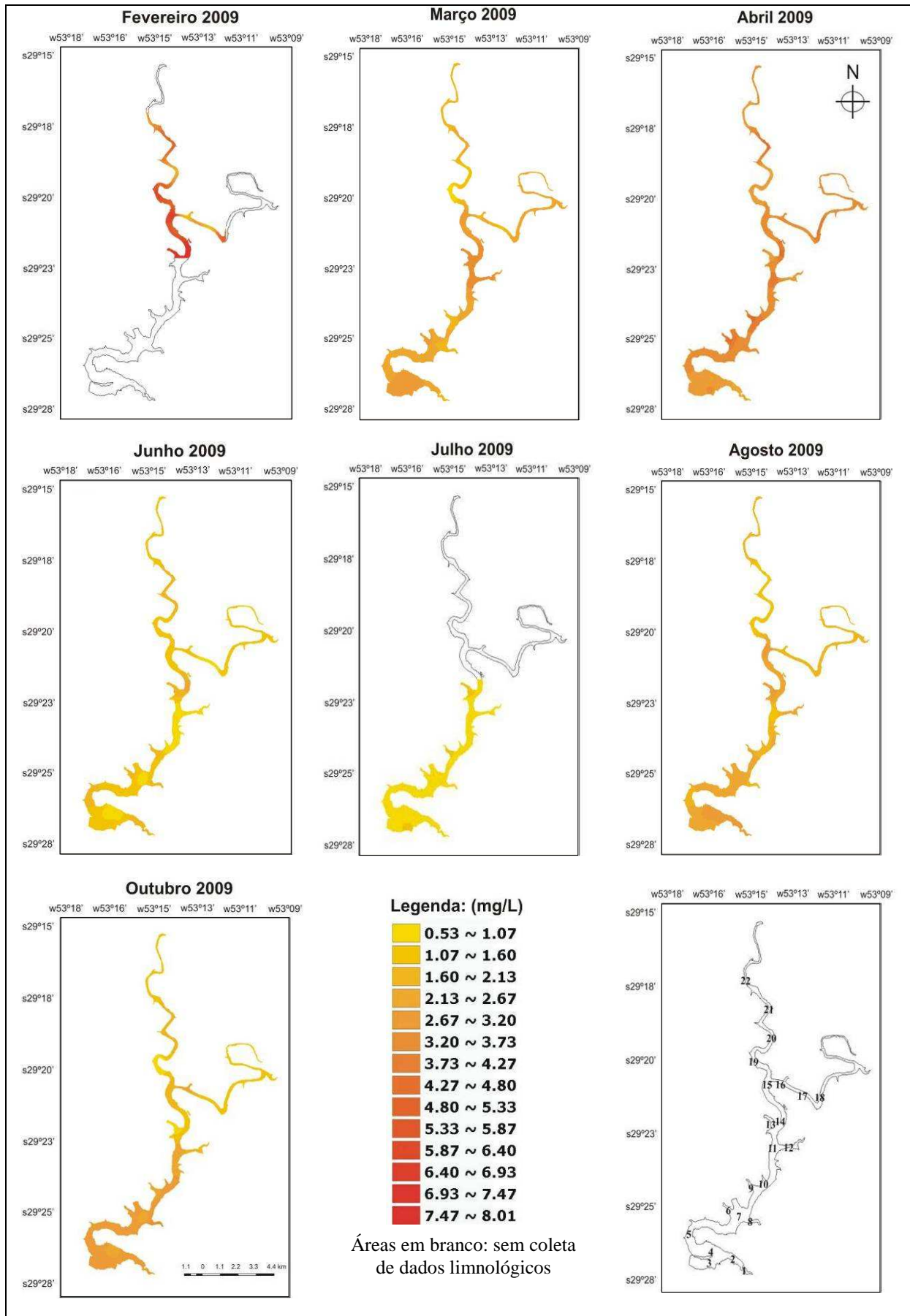


Figura 4. 8 - Distribuição espacial mensal do COD.

Destaca-se a correlação significativa de 0,52 encontrada entre o COD e a temperatura no período estudado (Tabela 4.1). Em agosto e outubro as quantidades de COD tornaram a se elevar com o gradual aumento das temperaturas. Também é possível verificar que sua distribuição passou a ser mais heterogênea, especialmente no mês de outubro, quando o setor mais a jusante do reservatório apresentou maiores concentrações de matéria orgânica dissolvida.

As transparências mensais da água do reservatório obtidas através da medida da profundidade do DS estão representadas na Figura 4.9. Os meses de abril, junho e julho apresentaram as maiores transparências (tons de azul escuro) e estas diminuíram significativamente em agosto e outubro, quando as medidas do DS foram as menores do período estudado, o que pode ser confirmado com as médias do DS demonstradas na Figura 4.5 (a). A precipitação foi o principal fator que influenciou o DS, apresentando uma correlação de -0,79 (Figura 4.5 – a), seguida pelo TSS e a Chl-a (correlação de -0,54 e -0,37, respectivamente – Tabela 4.1).

Em fevereiro e março as profundidades intermediárias do DS foram decorrentes de valores elevados de Chl-a e intermediários de TSS (Figuras 4.5 – b, c). Além disso, em março o setor do rio Jacuizinho foi o menos transparente e coincidiu exatamente com o setor com maiores concentrações de Chl-a e TSS (Figuras 4.6 e 4.7). A tendência de aumento da transparência da água do setor intermediário do reservatório em direção à jusante encontrada para a maioria dos meses amostrais também foi observada por Strassburguer e Pereira Filho (2003).

Os meses de abril, junho e julho apresentaram as maiores transparências médias do período e quantidades baixas ou intermediárias de Chl-a e TSS (Figuras 4.6 e 4.7). Em abril e junho o reservatório esteve homogeneamente transparente, com exceção do setor do rio Jacuizinho. A brusca diminuição do DS em agosto e outubro foi acompanhada pelo aumento do TSS e da Chl-a. Para estes meses outra explicação plausível para a diminuição da transparência foram as elevadas precipitações que proporcionaram o transporte de material para o corpo hídrico, pois neste período de entressafra e início do plantio das culturas de verão os solos encontram-se menos protegidos

Na Figura 4.10 é apresentada a evolução espaço-temporal da temperatura da água no reservatório. Ao observar os mapas e a temperatura média mensal (Figura 4.5-e) é possível perceber que nos três primeiros meses, inseridos na transição do verão para o outono, a água apresentou uma temperatura mais elevada e resfriou-se nos meses de junho, julho e agosto, no contexto do inverno.

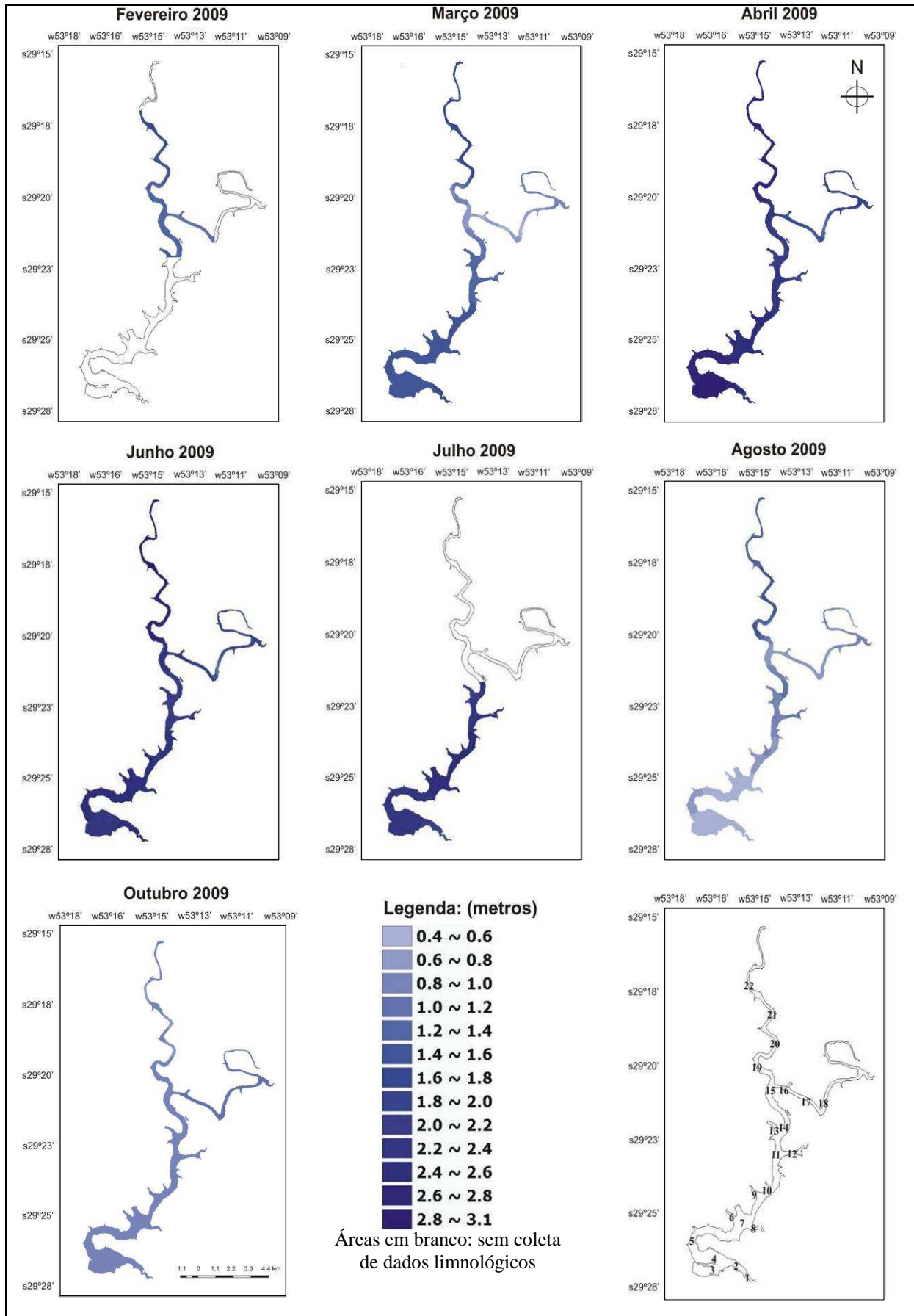


Figura 4. 9 - Distribuição espacial mensal do DS

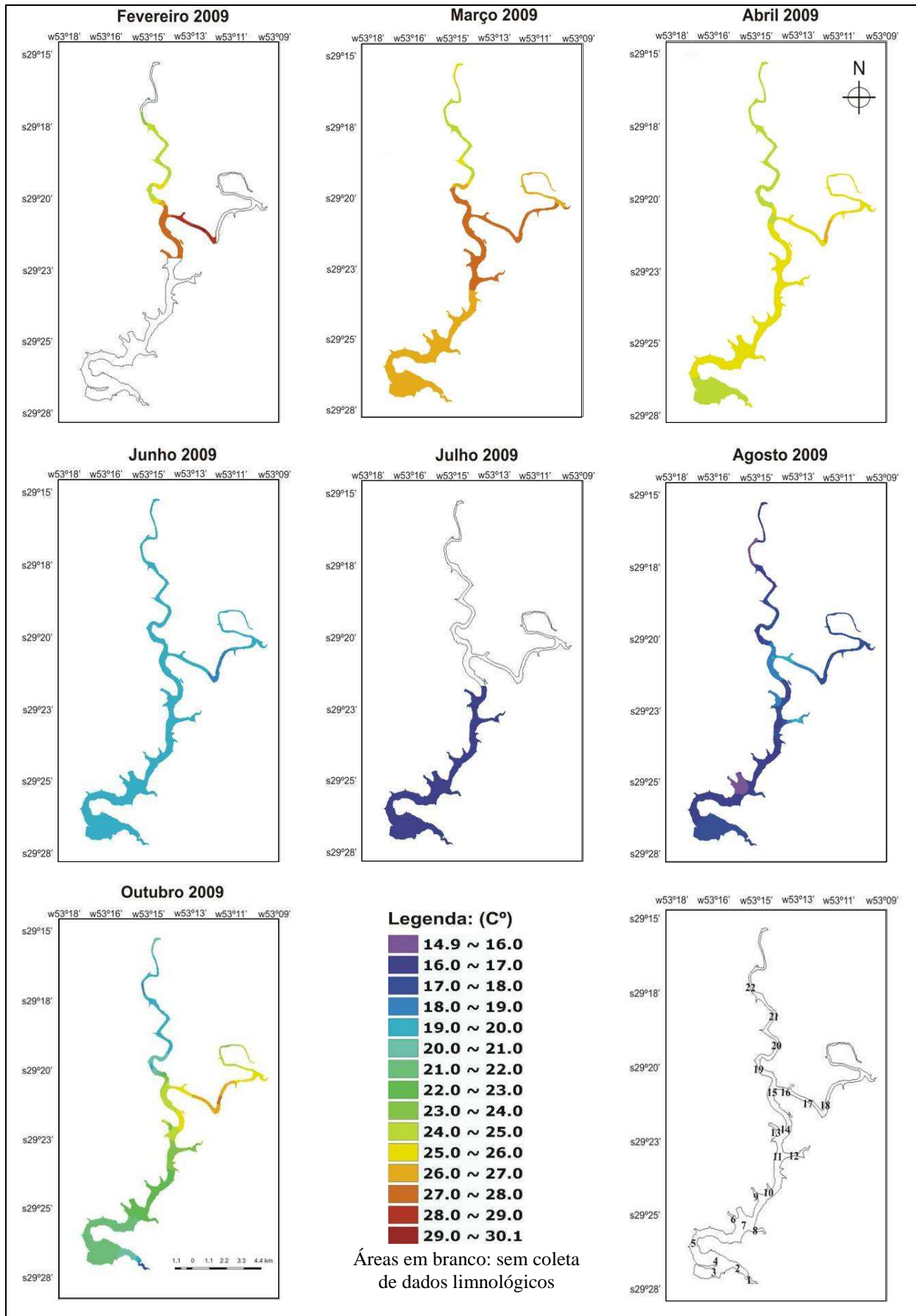


Figura 4.10 - Distribuição espacial mensal da temperatura da água.

Em outubro, com a chegada da primavera, a água aqueceu-se novamente. Isso demonstra que a temperatura da água do reservatório acompanhou a temperatura do ar decorrente das características das estações do ano no RS (Figura 4.3). Na maioria dos meses a água do rio Jacuí apresentou-se mais fria do que a água do rio Jacuizinho, antes da confluência destes. Em situações em que o reservatório de Itaúba não se encontra com o nível elevado, a maior parte da água é turbinada da sub-superfície do reservatório e apresenta menores temperaturas, as quais foram verificadas na porção inicial do reservatório de Dona Francisca. Nos meses com maiores volumes de chuva, parte da água de superfície do reservatório de Itaúba é liberada pelos vertedouros, e apresenta características distintas da água turbinada. Com a entrada do rio Jacuizinho no reservatório ocorreu o aquecimento da água seguido de resfriamento em direção ao dique, provavelmente pelo equilíbrio entre as temperaturas. Nos meses de inverno essa característica não foi tão nítida e a temperatura da água foi mais homogênea. A influência das águas do rio Jacuizinho na direção à montante do reservatório registrada para a Chl-a e o TSS no mês de março foi recorrente para a temperatura.

A variação espaço temporal da CE é demonstrada na Figura 4.11. As cores mais frias representam meses com menor CE e as cores mais quentes, maiores CE. As correlações geradas entre a CE e as demais variáveis limnológicas foram estatisticamente significativas com o TSS (-0,40), DS (0,47), temperatura (0,47) e COD (0,30) – Tabela 4.1. Além disso, a CE apresentou correlação significativa de -0,70 com a precipitação.

Nos três primeiros meses foram encontradas as maiores taxas de CE tanto nos mapas quanto nas médias mensais (Figura 4.5-f), explicados principalmente pelos maiores valores de temperatura da água e de COD no período estudado. Com o resfriamento da água nos meses de inverno e queda na quantidade de COD foi verificada a diminuição da CE. Todavia, os menores valores da CE no período estudado ocorreram em outubro, quando as temperaturas já haviam voltado a subir. A explicação para este fato pode ser a baixa quantidade de COD e a concentração média de TSS mais elevada dentre os meses, tendo esta variável correlação inversa com a CE.

A CE e a precipitação apresentaram uma correlação inversa de -0,70 no período estudado, o que justifica que no mês de abril, o mais seco, tenha ocorrido a maior taxa de CE. Embora o mês de outubro não tenha sido o mais chuvoso, as menores taxas de CE podem estar relacionadas a setembro, quando foram registrados 416 mm de chuva. Outro fato que chama atenção é a relativa homogeneidade da CE na extensão do reservatório, havendo pequenas diferenças somente no setor do rio Jacuizinho.

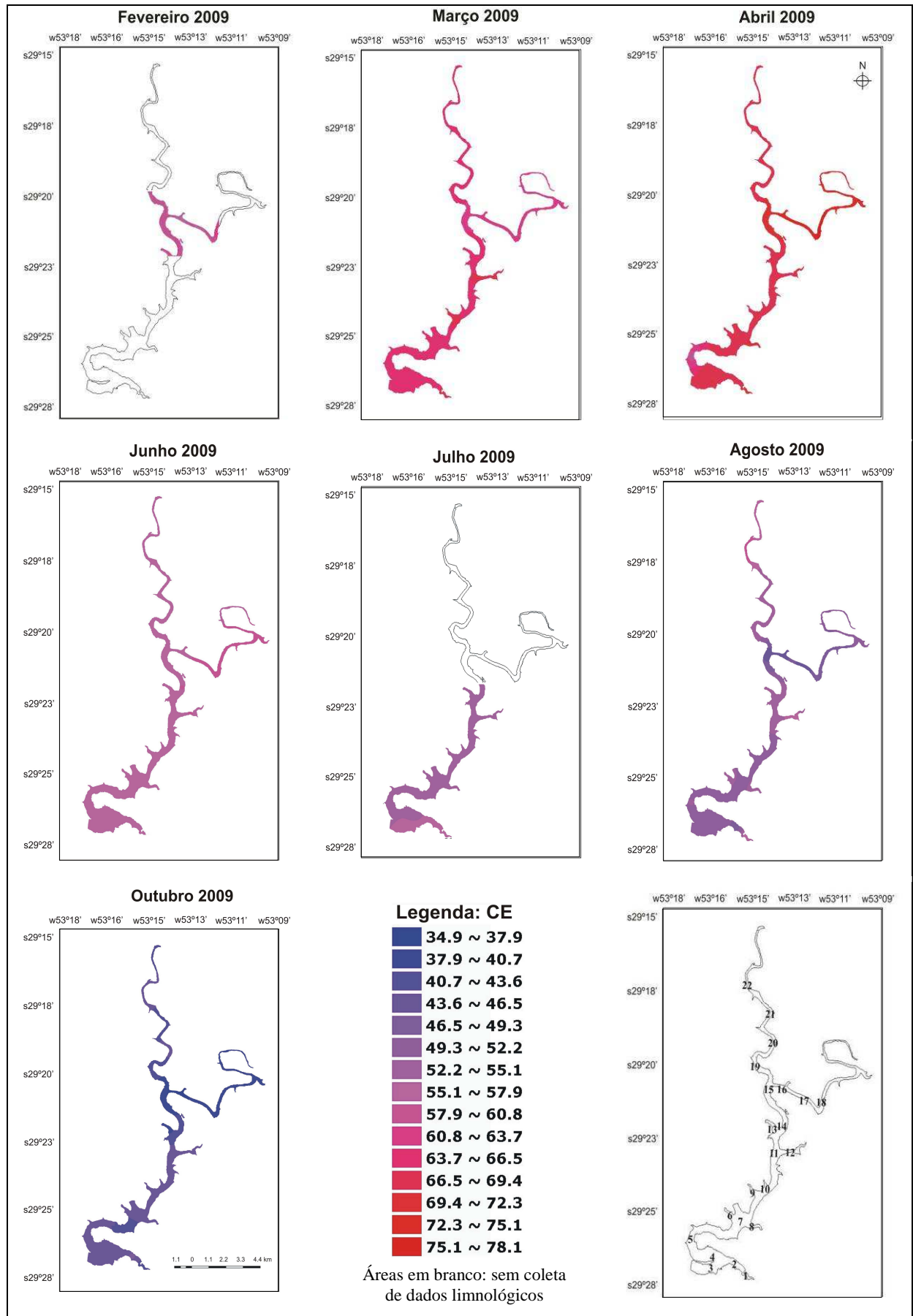


Figura 4. 11 - Distribuição espacial mensal da CE.

Por fim, o pH mensal do reservatório está representado na Figura 4.12. Nos pontos amostrais de fevereiro a água apresentou-se com acidez baixa. Em março e abril a maior parte do reservatório apresentou valores elevados de alcalinidade, com exceção de pequenas áreas onde a água esteve mais ácida, especialmente na confluência de pequenos tributários e nas proximidades do dique, o que concorda com Strassburguer e Pereira Filho (2003).

Nos meses de inverno os valores de alcalinidade diminuíram e vários setores apresentaram pH neutro, como o setor próximo ao dique. Em outubro o setor do rio Jacuizinho apresentou elevação da alcalinidade e no setor a jusante de Itaúba o pH foi neutro. Durante os meses estudados, o pH da água mostrou-se mais alcalino do que ácido o que, de acordo com a Resolução CONAMA 357/05 (Brasil, 2010) proporciona proteção à vida aquática, pois se encontra dentro do limiar de pH entre 6 e 9. As correlações geradas entre o pH e as demais variáveis limnológicas (Tabela 4.1) foram baixas e não significativas, o que demonstra que o pH é uma variável ambiental independente das demais que foram pesquisadas em Dona Francisca.

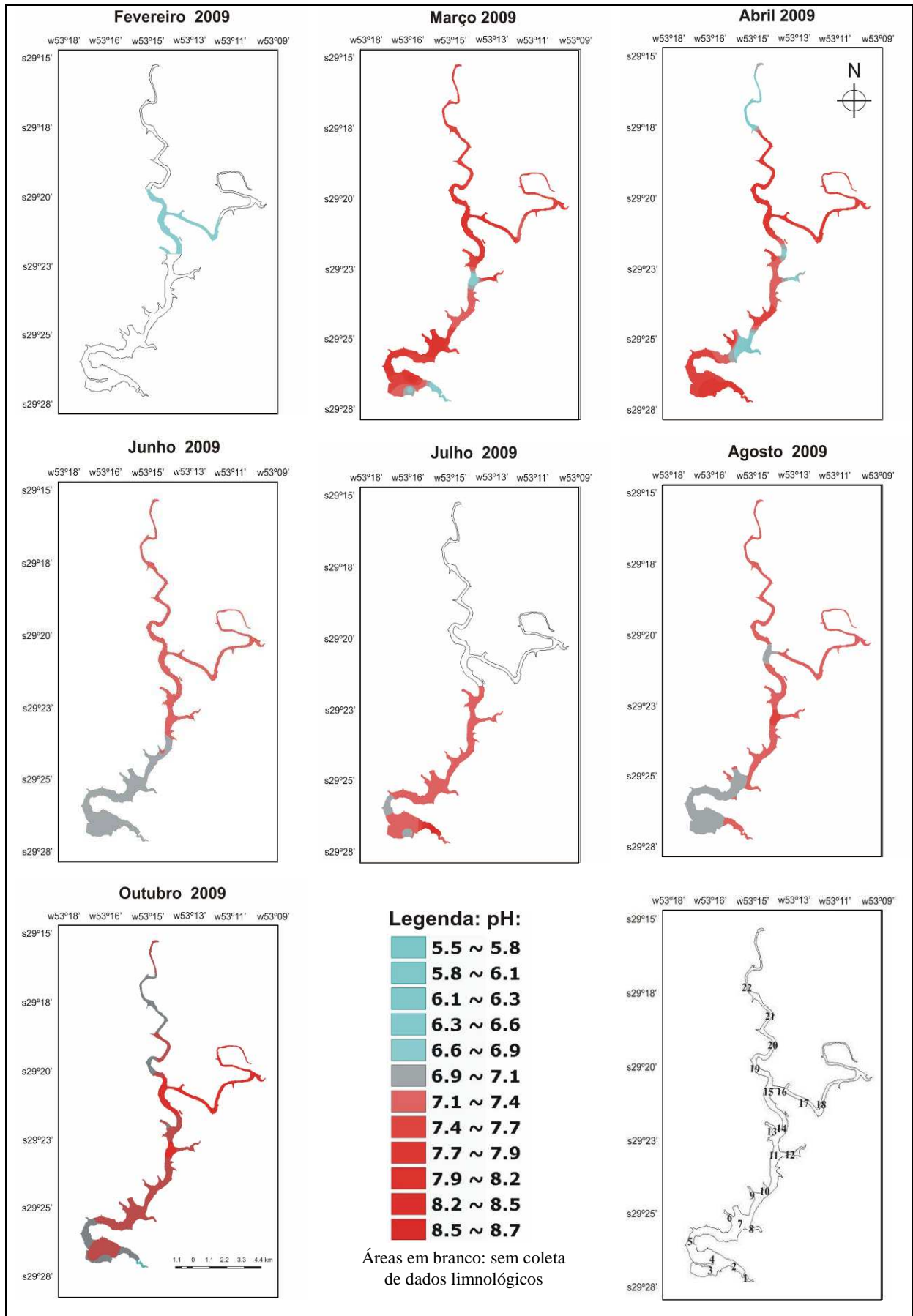


Figura 4. 12 - Distribuição espacial mensal do pH.

4.3 Medidas espectrorradiométricas da água

Inicialmente são demonstrados os espectros de reflectância obtidos, sobre os quais foram aplicados filtros de média móvel para a suavização de ruídos. Na sequência são demonstrados os resultados de técnicas implementadas sobre os espectros e que permitiram potencializar a extração de informações. Por fim é apresentada a correlação dos dados espectrais e limnológicos com o uso de testes estatísticos.

4.3.1 Reflectância da água e os componentes opticamente ativos

As medidas de reflectância da água foram obtidas nos 22 pontos amostrais do reservatório no mês de outubro de 2009 com o uso do espectrorradiômetro portátil *FieldSpec Hand Held*. Com o intuito de complementar os dados espectrais foram realizadas fotografias dos pontos amostrais, pois estas permitem uma rápida compreensão da característica da cor da água no momento da coleta, conforme pode ser visualizado na Figura 4.13.

Nesta figura é possível perceber que há diferenças na cor da água entre os diversos setores do reservatório, especialmente entre os pontos do rio Jacuí (19 ao 22), nos quais a água esteve mais amarronzada, e os pontos do rio Jacuizinho (16 ao 18), com água mais esverdeada. De acordo com a Figura 4.14, no mês de outubro de 2009 os pontos do rio Jacuizinho apresentaram concentrações mais elevadas de Chl-a no trecho considerado, enquanto os pontos do rio Jacuí maiores concentrações de TSS, o que conferiu a cor verificada, provavelmente relacionada às diferenças entre as bacias de captação dos dois rios. Especificamente o ponto 15, localizado no encontro das águas oriundas dos rios Jacuí e Jacuizinho apresentou o maior valor de Chl-a, proporcionado pela diversidade da característica das águas neste ponto amostral.

Os espectros de reflectância da água do reservatório Dona Francisca (Figura 4.15) foram coletados entre as 08:59 horas (ponto 1) e 13:30 horas (ponto 22) do dia 23 de outubro de 2009, sob condições de céu claro, com ausência de vento ou ventos de fraca intensidade, sendo a velocidade máxima registrada de 14 Km/h no ponto 6. A rugosidade da água esteve lisa ou baixa na maioria dos pontos, exceto nos pontos 6 e 7, que apresentaram rugosidade média. As condições de tempo encontradas no dia do trabalho de campo foram adequadas para as coletas espectrorradiométricas de acordo com Milton (1997), Steffen *et al.* (1996) e Pereira Filho *et al.* (2005), visto que o fluxo solar direto dominou o campo de irradiação e a rugosidade da água não comprometeu a interpretação dos espectros.

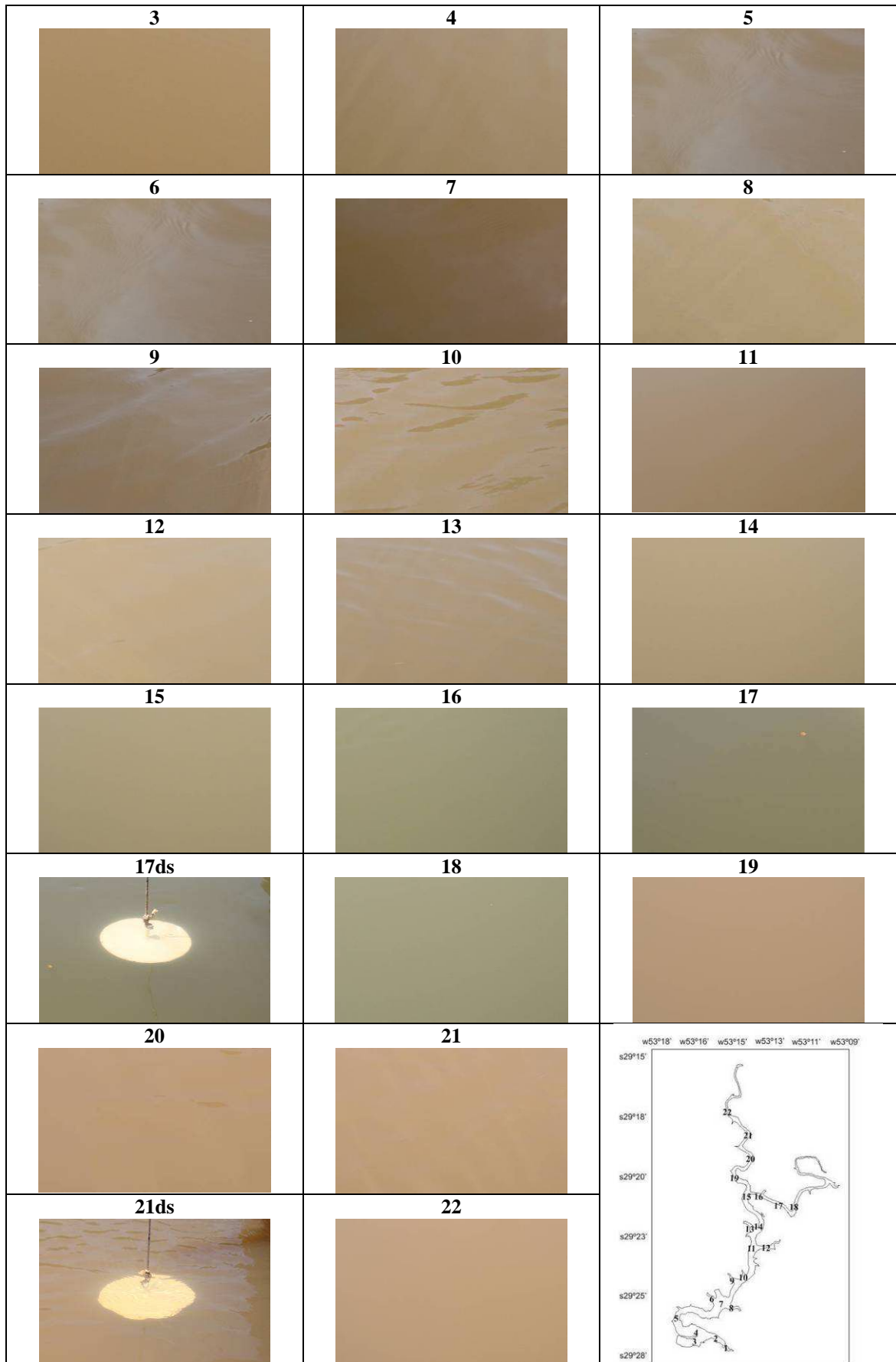


Figura 4. 13 - Fotografias representativas da cor da água dos pontos amostrais no momento de coleta dos dados espectrais.

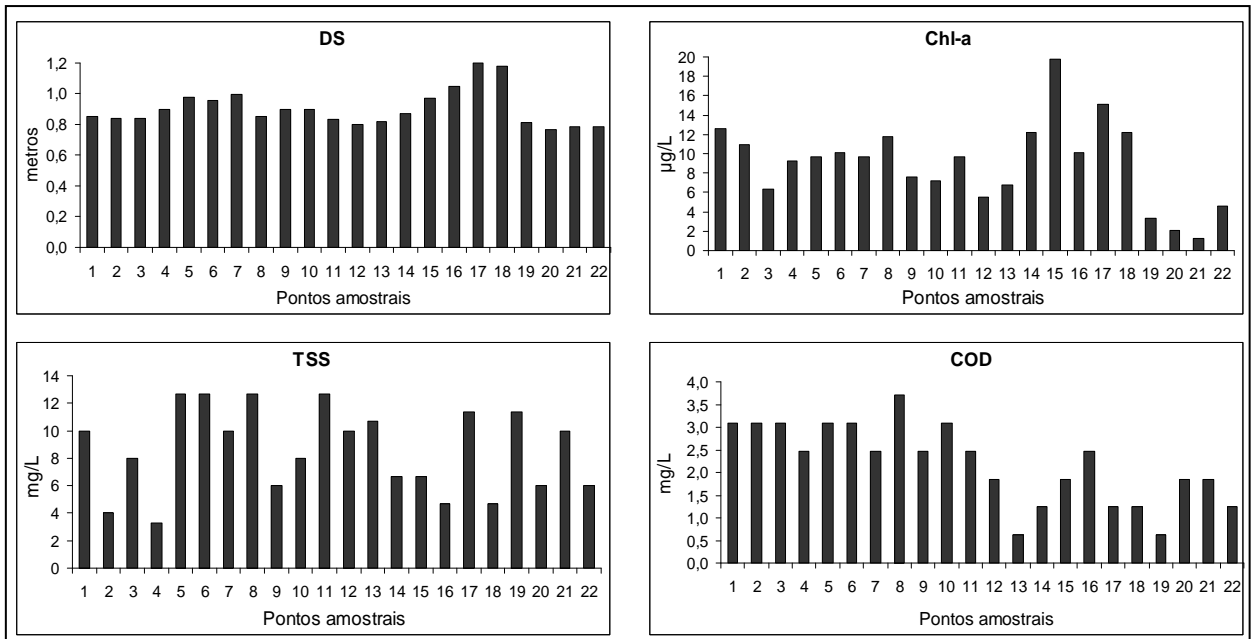


Figura 4. 14 - Profundidade do DS e concentração da Chl-a, do TSS e do COD no reservatório Dona Francisca em 23 de outubro de 2009.

De acordo com a Figura 4.15 é possível verificar a semelhança dos espectros quanto a forma, apenas com a variação das taxas de reflectância que não ultrapassaram 16%. Este valor foi inferior ao reservatório de Passo Real, localizado a montante no rio Jacuí, que no mês de setembro de 2008 atingiu 20% de reflectância, com predomínio do comportamento espectral dos sólidos em suspensão (Trentin, 2009).

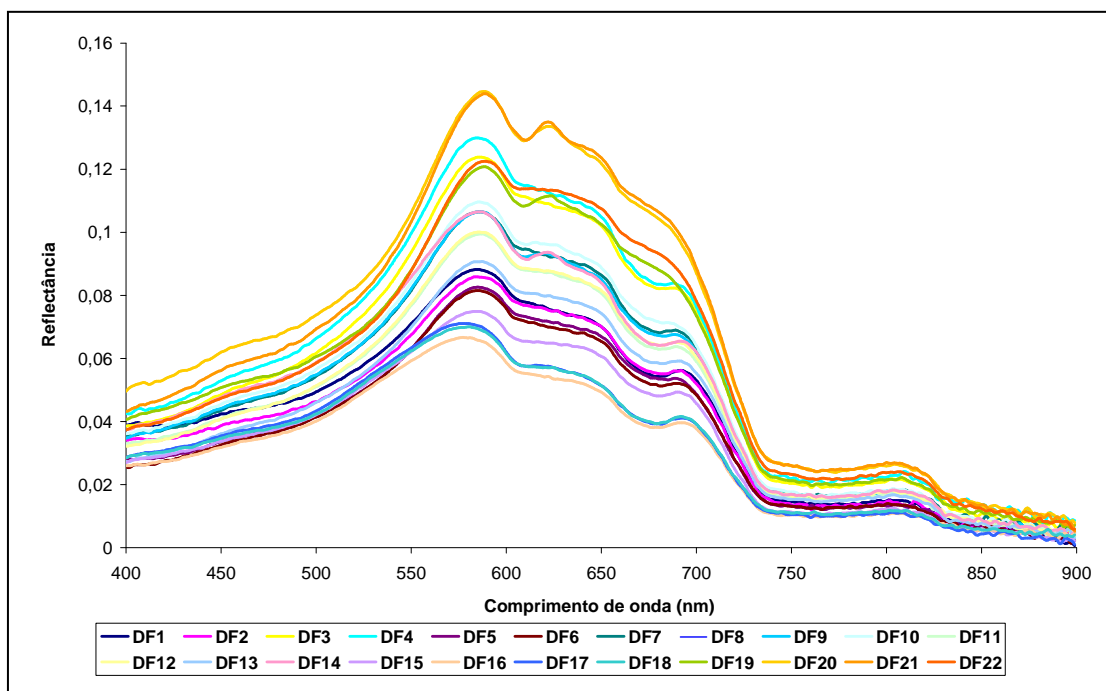


Figura 4. 15 - Espectros de reflectância dos 22 pontos amostrais do reservatório Dona Francisca em 23 de outubro de 2009

Sob um aspecto geral, na faixa dos comprimentos de onda do azul (400 a 515 nm) não houve feições nítidas de absorção. Constatou-se um gradual aumento da reflectância até 590 nm, já na faixa dos comprimentos de onda do verde, onde ocorreu o pico de reflectância mais acentuado dos espectros. Na faixa dos comprimentos de onda do vermelho entre 600 e 700 nm verificou-se nova inflexão dos espectros com presença de uma feição de absorção centrada aproximadamente em 610 nm. Esta feição foi mais proeminente para alguns pontos amostrais do que para outros.

Na sequência houve novo aumento da reflectância e a formação de um patamar de reflectância que decaiu gradativamente até os 700 nm, no início do NIR. Ainda no vermelho verificou-se outra feição de absorção centrada aproximadamente em 675 nm. Entre os 700 e 750 nm houve uma brusca queda da reflectância que não ultrapassou os 3%. Somente em 810 nm foi registrado um novo aumento da reflectância, porém de pequenas proporções.

As características apresentadas pelos espectros do mês de outubro demonstram que na maioria dos pontos a cor da água apresentou a componente da cor verde dominante, seguida pela componente da cor vermelha, o que conferiu a tonalidade marrom à água de vários pontos amostrais. Esta constatação vai de encontro à cor da água verificada nas fotografias (Figura 4.13).

A partir da primeira análise exploratória dos espectros é possível inferir a atuação de alguns componentes opticamente ativos (COAs) nas características espectrais do reservatório. Inicialmente o pico máximo de reflectância localizado no verde indica que ocorreu o espalhamento interno das células dos organismos fitoplanctônicos (Novo, 2001). Porém, como este máximo se deu muito próximo à transição para o vermelho, houve a provável influência dos sedimentos inorgânicos suspensos, com deslocamento do pico de reflectância em direção aos maiores comprimentos de onda (Han e Rundquist, 1997).

Em relação aos máximos de absorção presentes nas Figura 4.15, o mais proeminente ocorreu em 675 nm, o qual é característico do pigmento fotossintético Chl-a, que absorve fortemente neste comprimento de onda para a realização da fotossíntese (Kirk, 1994; Mobley, 1994; Esteves, 1998; Novo, 2001). Outro máximo de absorção foi detectado em 610 nm, devido à presença da ficocianina, pigmento acessório das cianobactérias (Dekker, 1993; Kirk, 1993; Richardson, 1996). A presença de matéria orgânica na água provavelmente mascarou o máximo de absorção da Chl-a em 440 nm. Esta constatação vai de encontro com Braga (1998) que explica que um corpo de água que contenha fitoplâncton passa a apresentar absorção ainda mais forte na faixa do azul quando há a presença de matéria orgânica dissolvida,

havendo também nesta faixa espectral forte influência do comportamento espectral da água (Dekker, 1993).

Conforme já explicado, além da Chl-a, pode-se verificar que o TSS também influenciou a resposta espectral da água do reservatório visto que a água apresentou cor marrom em muitos pontos. Todavia, a intensidade dessa influência foi menor do que a da Chl-a, o que é justificado pela ausência do patamar de reflectância proeminente entre 500 e 700 nm, característico de altas concentrações de TSS e da baixa absorção da radiação pela água nesta região (Novo, 2001; Barbosa, 2005).

Embora a Chl-a tenha dominado os espectros de reflectância seguida pelo TSS, estes componentes não se encontraram em concentrações muito elevadas pois não houve o aumento significativo da reflectância no NIR, o que pode ser ocasionado tanto por altas concentrações de Chl-a quanto pelo TSS (Kirk, 1994; Mobley, 1994; Esteves, 1998; Novo, 2001). O rápido decréscimo da reflectância encontrado nos espectros a partir de 700 nm deveu-se à forte absorção pela água pura nesta região (Dekker, 1993). O pequeno pico de reflexão encontrado por volta de 810 nm pode ter sido causado pelo retroespalhamento das células algais, combinado com a absorção pela água no infravermelho (Rundquist *et al.*, 1996).

Na Figura 4.15 é possível identificar visualmente três grupos distintos: espectros com alta, baixa e média reflectância. Espectros de alta reflectância foram encontrados nos pontos 19 ao 22, localizados no rio Jacuí antes da confluência com o rio Jacuizinho, e nos pontos 3 e 4, localizados próximos ao dique. Os espectros de média reflectância foram os dos pontos 5 ao 14, situados no setor intermediário do reservatório, e dos pontos 1 e 2, localizados em compartimento aquático à esquerda do dique. Por fim, os pontos 15 ao 18 apresentaram espectros de baixa reflectância, situados todos no rio Jacuizinho. Desta forma foi possível constatar setores distintos quanto à reflectância na extensão do reservatório.

4.3.2 Técnicas para análise de espectros

A interpretação de dados de sensoriamento remoto provenientes de ambientes aquáticos continentais muitas vezes é dificultada pela ocorrência simultânea dos componentes opticamente ativos, os quais podem somar ou obliterar as respostas espectrais dos demais componentes. Com o intuito de facilitar esta interpretação, algumas técnicas podem ser aplicadas sobre os espectros e permitem eliminar parte dos ruídos presentes e isolar ou ressaltar feições específicas de absorção ou espalhamento e que podem ser indicativas das

substâncias presentes na água. Dentre estas técnicas têm-se a análise derivativa, a remoção do contínuo e a razão de bandas.

Na Figura 4.16 são apresentados os resultados da derivação de primeira ordem dos espectros coletados em Dona Francisca no mês de outubro de 2009. Esta técnica permite identificar os comprimentos de onda que apresentam maior variação da reflectância, além de remover os efeitos da água dos espectros, restando os efeitos dos sedimentos e da Chl-a (Goodin *et al.*, 1993). Na faixa espectral de 400 a 500 nm os espectros apresentaram uma variação muito baixa (próxima à zero) e um comportamento semelhante, o que se deveu à ausência de feições de absorção ou espalhamento nos comprimentos de onda do azul. Entre 500 e 585 nm (aproximadamente) a derivação ressaltou uma forte variação positiva relativa ao pico de reflectância apresentado pelos espectros no verde. É possível verificar que na derivada ocorreu um deslocamento das feições alguns nanômetros em direção aos menores comprimentos de onda.

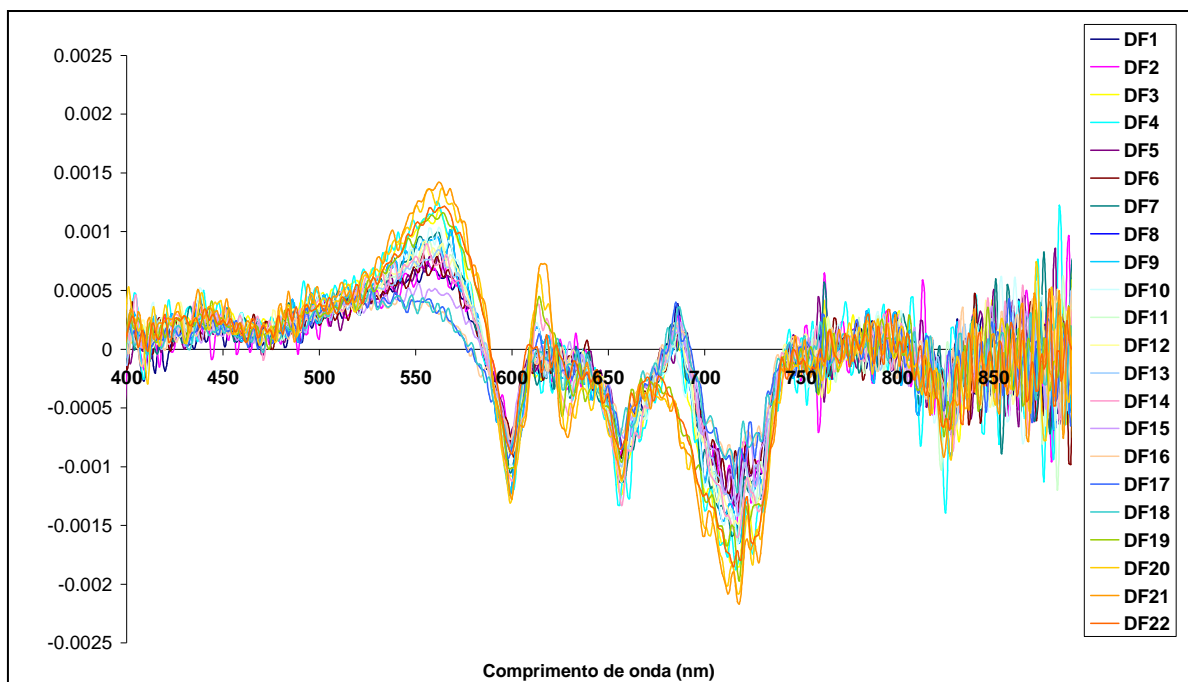


Figura 4. 16 - Derivada de primeira ordem dos espectros de reflectância de Dona Francisca

Aproximadamente em 600 nm ocorreu uma brusca inversão da reflectância, que passou a apresentar uma variação negativa devida à feição de absorção da ficocianina. Na sequência, foi constatada uma variação positiva seguida de uma negativa próxima de 630 nm, sendo estas duas mais bem definidas para os espectros dos pontos 14, 19, 20 e 21. Em 660 nm todos os espectros apresentaram uma feição de absorção mais forte, relacionada à absorção

pela Chl-a. Em 685 nm houve uma nítida separação entre dois grupos de espectros, observada em outras faixas da derivada. O grupo que apresentou variação negativa foi composto pelos espectros dos pontos 19, 20, 21 e 22, localizados a montante da foz do rio Jacuizinho e que obtiveram as menores concentrações de Chl-a entre os pontos amostrais (Figura 4. 14), e, conseqüentemente, feições de absorção menos profundas em 675 nm nos espectros originais. Na faixa espectral com comprimentos de ondas superiores a 700 nm todos os espectros apresentaram forte variação negativa da reflectância, seguida de uma faixa constante até 850 nm, porém com domínio dos ruídos sobre as respostas espectrais.

Na análise derivativa, os grupos identificados nos espectros originais novamente tornaram-se nítidos, especialmente na proximidade dos 560 nm, onde os espectros de alta, média e baixa reflectância corresponderam aos dos pontos do rio Jacuí, setor intermediário do reservatório e rio Jacuizinho, respectivamente. A partir dos 600 nm ficaram visíveis apenas dois grupos: um formado pelos pontos de alta reflectância localizados no rio Jacuí e outro pelos demais pontos.

A fim de complementar a separação entre grupos de espectros distintos em Dona Francisca foi aplicado o algoritmo SAM (*Spectral Angle Mapper*) e utilizou-se como referência espectros retirados do próprio conjunto amostral: o espectro do ponto 6, por este ser um espectro de baixa reflectância e com maior definição da feição de absorção da Chl-a e o espectro do ponto 21, espectro de alta reflectância e com maior definição da feição de absorção da ficocianina. O conjunto de espectros foi então classificado e os dois grupos resultantes são apresentados na Figura 4.17.

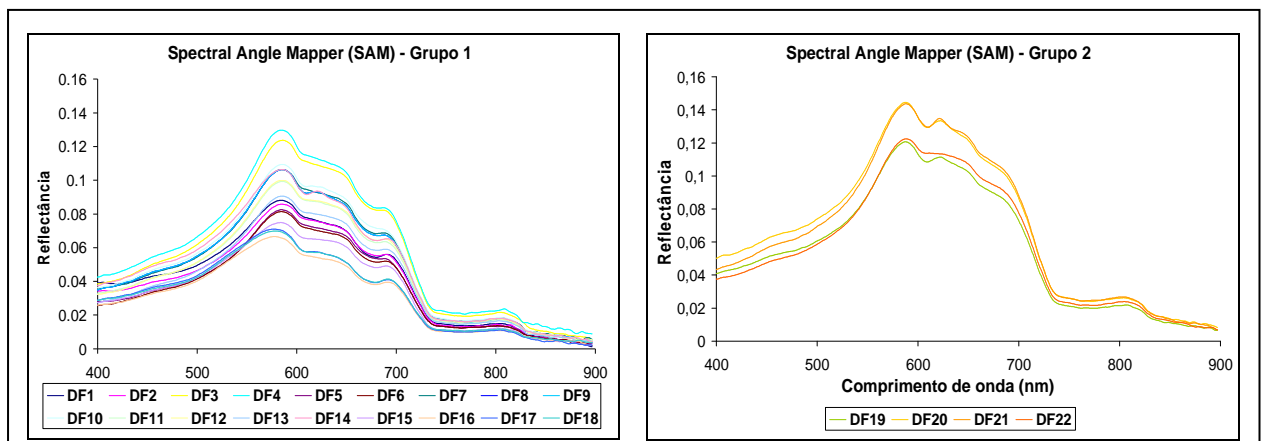


Figura 4. 17 - Classificação dos espectros de reflectância de Dona Francisca com auxílio do algoritmo SAM

O grupo 1 resultante da classificação SAM é composto pelos espectros coletados no ponto 1 ao ponto 18 e o grupo 2 pelas curvas espectrais dos pontos 19 ao 22. Embora os grupos apresentem variabilidade quanto à reflectância das amostras, as principais diferenças quanto à forma foram verificadas no máximo de absorção da ficocianina e da Chl-a. No grupo 2 a feição da ficocianina foi bem mais acentuada do que no grupo 1, ao contrário da feição da Chl-a que é facilmente identificada no grupo 1 e praticamente inexistente no grupo 2. Esta constatação vai de encontro às concentrações médias de Chl-a dos grupos (11,9 µg/L e 4,5 µg/L, respectivamente) e demonstra que, para os espectros coletados, os maiores máximos de absorção da ficocianina corresponderam aos pontos com menores concentrações de Chl-a, conforme pode ser verificado na Figura 4.14.

Dentro dos grupos espectrais identificados com o auxílio da técnica SAM, verificou-se diferenças entre os espectros, com a formação de subgrupos. No grupo 1 os espectros dos pontos 3 e 4 (localizados próximos ao dique) apresentam maior reflectância que os demais, principalmente na faixa espectral do verde. Os pontos 7 ao 12 e o ponto 14, localizados no setor central do reservatório, apresentaram reflectância intermediária e formaram outro subgrupo. Os espectros de menor reflectância corresponderam basicamente aos pontos localizados no rio Jacuizinho, mas chamou atenção o fato dos pontos 1, 2, 6 e 13 apresentarem a mesma característica, o que pode ser devido à água oriunda dos tributários de menor ordem. No grupo 2 os pontos 20 e 21 apresentaram maior reflectância que os pontos 19 e 22.

As diferenças espectrais identificadas concordaram principalmente com a espacialização da variável limnológica TSS no mês de outubro (Figura 4.7). Desta forma, o setor central do reservatório (com reflectância intermediária) obteve concentrações de TSS mais elevadas do que o setor do rio Jacuizinho e dos pontos 1 e 2 (baixa reflectância). Embora a Chl-a tenha se mostrado dominante nos espectros originais, a espacialização desta variável no mês de outubro (Figura 4.16) demonstrou uma relativa homogeneidade de sua distribuição no reservatório, com destaque para o setor do rio Jacuizinho que apresentou maiores concentrações. Neste setor, as menores taxas de TSS (menor espalhamento) conjugadas com maiores concentrações de Chl-a (maior absorção) proporcionaram os espectros com menor reflectância do conjunto amostral.

Outra técnica aplicada sobre os espectros de Dona Francisca foi a remoção do contínuo, que permite a normalização dos espectros em relação a uma referência comum e com isso facilita a identificação das feições de absorção. Os resultados obtidos para a remoção do contínuo são apresentados nas Figuras 4.18 e 4.19. Na Figura 4.18 o contínuo foi removido

para toda a faixa espectral de interesse (400 a 900 nm) e demonstrou que aproximadamente em 493 nm as curvas espectrais apresentaram uma pequena inflexão. Esta pode ser caracterizada como uma fraca feição de absorção, a qual foi mais definida para os pontos do rio Jacuí e mais suave para os pontos do rio Jacuizinho.

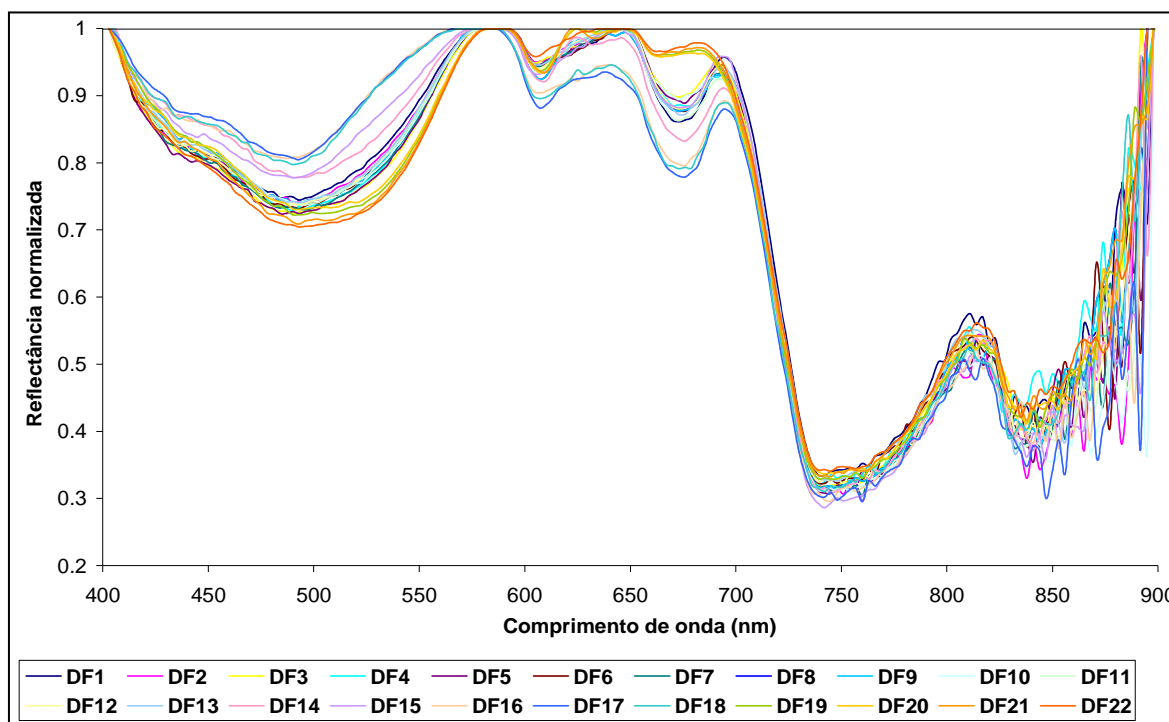


Figura 4. 18 - Remoção do contínuo dos espectros de reflectância de Dona Francisca.

Esta diferença provavelmente relacionou-se à transparência da água, já que no rio Jacuí a média do DS foi 30 cm menor do que no Jacuizinho (0,8 e 1,1 metros, respectivamente). Isto significa que a água mais transparente no rio Jacuizinho favoreceu o espalhamento pelas moléculas de água na região do azul, o que fez diminuir a feição de absorção encontrada com a remoção do contínuo. Após a feição de reflexão em 580 nm foram verificados os máximos de absorção da ficocianina e da Chl-a, seguidos da brusca queda da reflectância a partir de 700 nm (forte absorção pela água pura) e da feição de reflectância em 810 nm, já verificada nos espectros originais.

Na Figura 4.19 é apresentada a remoção do contínuo da faixa entre 600 e 700 nm, realizada com o intuito de focalizar os máximos de absorção dos pigmentos fotossintéticos. Mais uma vez tornam-se nítidas as diferenças de profundidade, largura, área e assimetria das curvas espectrais. É possível verificar que a intensidade dos pontos de absorção difere entre as amostras, o que reitera a premissa das diferenças espectrais entre os setores do reservatório, especialmente entre os setores dos rios Jacuí e Jacuizinho. Estes são bastante divergentes e

formam um terceiro setor após a sua confluência que comporta um tipo intermediário de água, com características mescladas dos dois rios de origem.

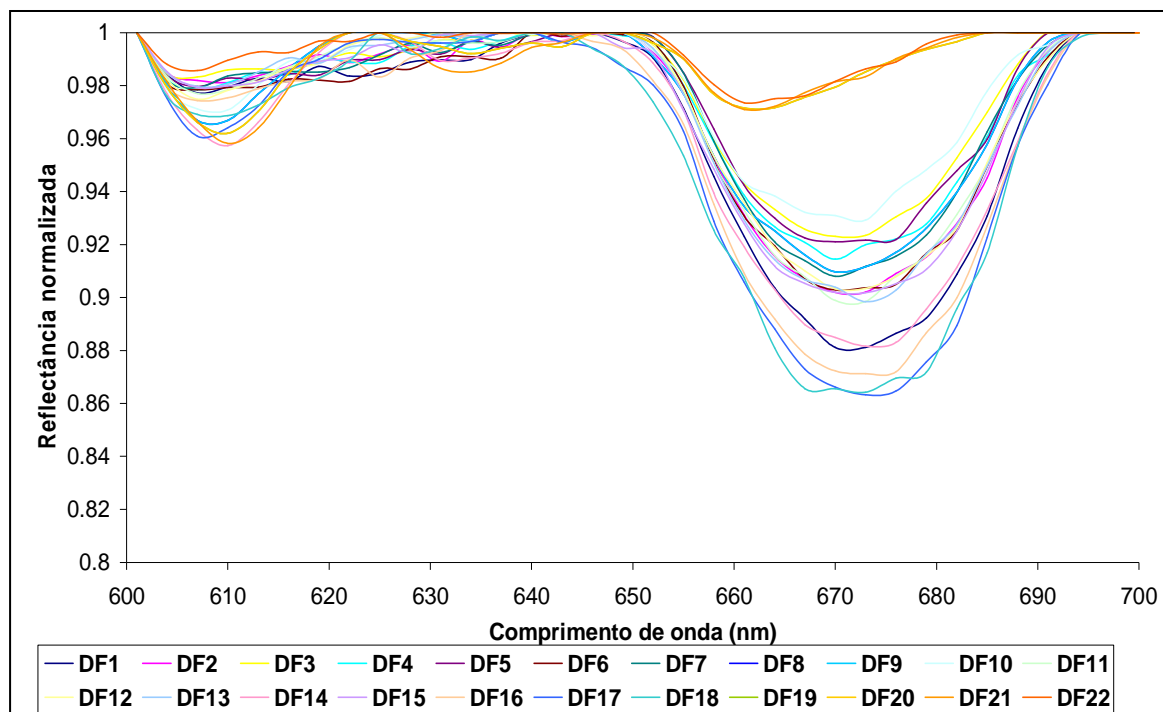


Figura 4. 19 - Remoção do contínuo na faixa entre 600 e 700 nm dos espectros de reflectância de Dona Francisca.

Conforme a Figura 4.20, de um modo geral, as profundidades de banda devidas à ficocianina em 610 nm foram menores do que as profundidades proporcionadas pela Chl-a em 676 nm. Os pontos amostrais com maior absorção pela ficocianina foram, em ordem decrescente, os pontos 14, 21, 20 e 19, ou seja, o ponto 14 (localizado a jusante da foz do rio Jacuizinho – setor central do reservatório) mais os pontos localizados no rio Jacuí (a montante da foz do rio Jacuizinho).

Para o máximo de absorção da Chl-a os pontos 19 ao 22 foram os que apresentaram as menores profundidades de banda dos espectros. É possível concluir que para os pontos 19, 20 e 21 a maior absorção pela ficocianina ocorreu simultaneamente à menor absorção pela Chl-a. Já para os pontos 14 e 17 houve absorções elevadas tanto para a ficocianina quanto para a Chl-a, o que pode estar relacionado às concentrações maiores de Chl-a do que as dos pontos do rio Jacuí (Figura 4.14). Isto leva a crer que embora a ficocianina seja um pigmento acessório da Chl-a, para os pontos com baixas concentrações de Chl-a não há relação direta entre estes pigmentos.

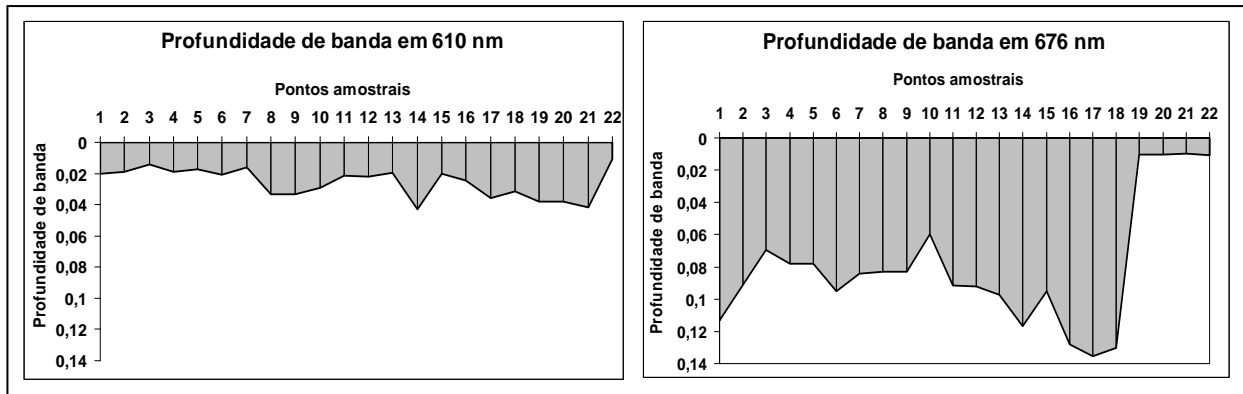


Figura 4. 20 - Profundidades de banda dos pontos amostrais em 610 e 676 nm.

4.4 Correlação entre a resposta espectral da água e as variáveis limnológicas

Uma forma eficiente de compreender a influência dos componentes opticamente ativos nos dados de reflectância é através da elaboração de correlogramas. Na Figura 4.21 é apresentada a correlação entre a reflectância original em todos os comprimentos de onda dos pontos amostrais com os valores dos dados limnológicos. Verifica-se que foram obtidas somente correlações negativas.

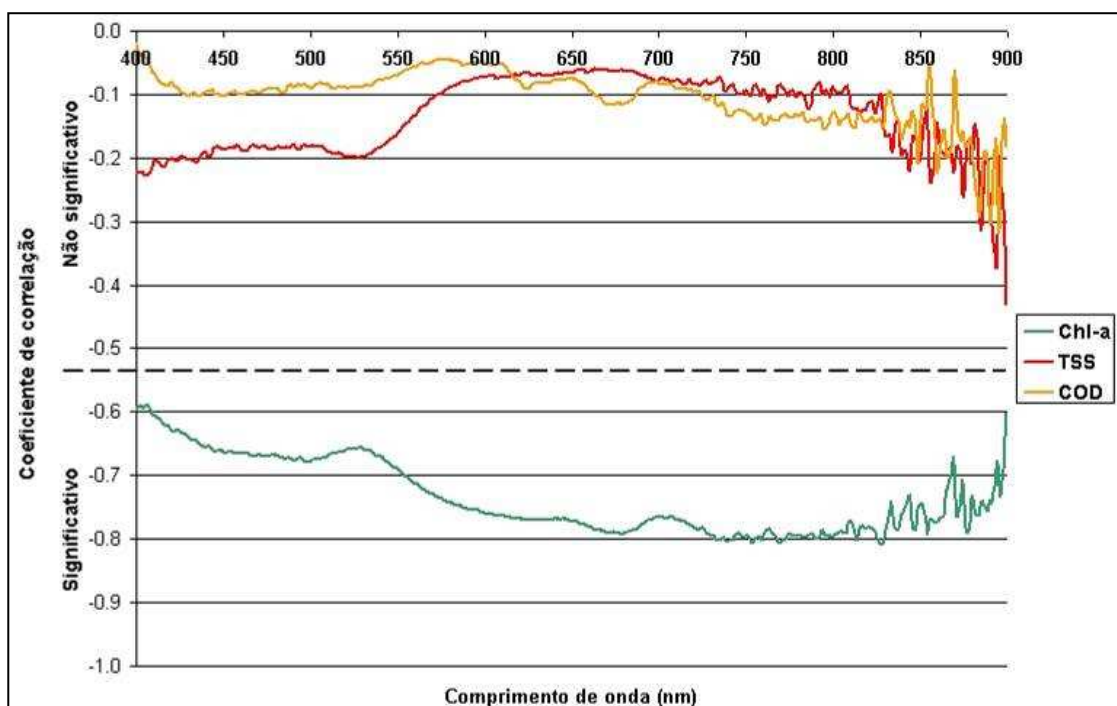


Figura 4. 21 - Correlograma entre reflectância e variáveis limnológicas.

Vários autores já demonstraram em experimentos de laboratório que o aumento da concentração de sedimentos suspensos ou de organismos fitoplanctônicos implica no

acréscimo da reflectância em determinados comprimentos de onda em função do espalhamento pelas partículas (Dekker, 1993; Kirk, 1993; Mobley, 1994; Rundquist, 1996). Entretanto, para dados coletados em campo é necessário considerar a influência de fatores externos como a variação da luminosidade, a instabilidade da geometria de aquisição e a rugosidade da água, que inferem em ruídos nos dados espectrais e podem alterar as correlações obtidas para os espectros originais.

Em todos os comprimentos de onda foram encontradas correlações altas (entre -0,60 e -0,80) e estatisticamente significativas com a Chl-a, sendo a correlação de -0,54 o limite obtido para um nível de confiança de 99,9%. A linha de correlação da Chl-a apresentou menores valores entre 400 e 500 nm com aumento em direção aos maiores comprimentos de onda e estabilização a partir de 735 nm. Para o TSS as maiores correlações (porém não-significativas) foram encontradas entre 400 e 500 nm, o que demonstra sua pequena influência nesta faixa, deslocando o pico de reflectância dos espectros originais em direção aos maiores comprimentos de onda (590 nm). O COD apresentou baixíssima correlação com a reflectância. Estas constatações corroboram com a premissa de que a Chl-a domina o comportamento espectral da água do reservatório. Na Figura 4.22 são apresentados os diagramas de dispersão da Chl-a com os principais comprimentos de onda identificados nas curvas espectrais.

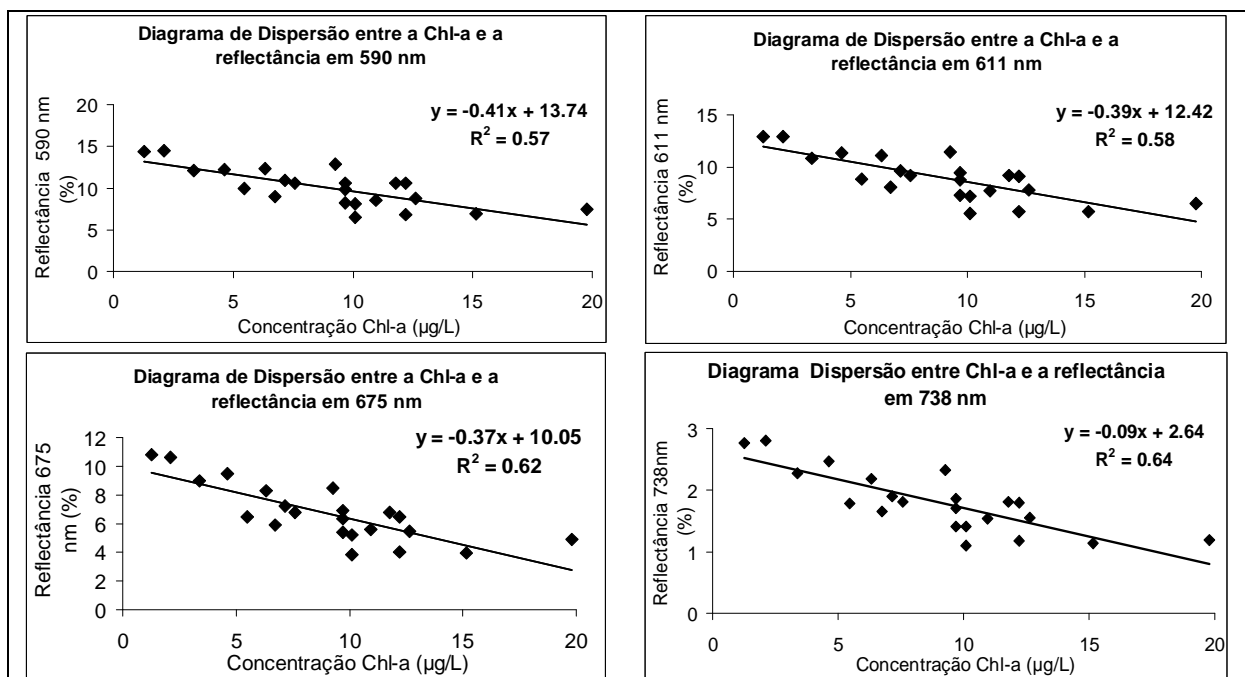


Figura 4. 22 - Diagramas de dispersão entre Chl-a e a reflectância em comprimentos de onda específicos.

Em 590 nm, o comprimento de máxima reflectância, obteve-se um valor de regressão de 0,57, o que significa que 57% da reflectância pode ser explicada pela Chl-a. Em 611 nm, máximo de absorção pela ficocianina, foi obtido um R^2 de 0,58, e em 675 nm, no máximo de absorção da Chl-a, o R^2 foi de 0,62. O comprimento de onda de 738 nm foi o que apresentou maior correlação com a Chl-a, e resultou em um R^2 de 0,64. Na Figura 4.23 é apresentado o correlograma entre a primeira derivada da reflectância e as variáveis limnológicas.

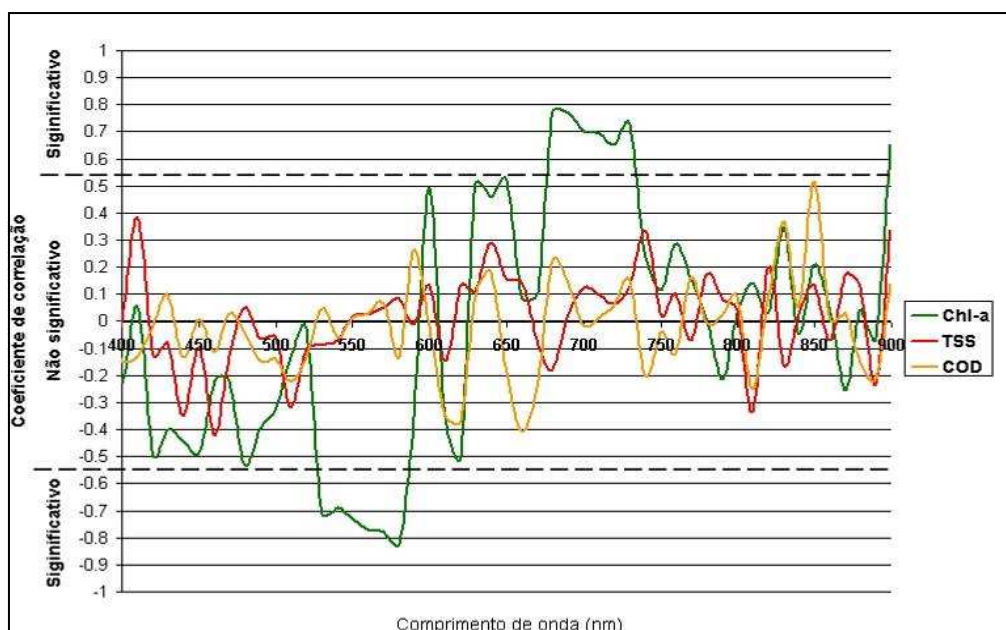


Figura 4. 23 - Correlograma entre a primeira derivada da reflectância e variáveis limnológicas.

A primeira derivada apresenta como característica principal a capacidade de demonstrar a variação apresentada pelos espectros, ressaltando as feições de absorção e espalhamento. Como os ruídos em espectros também são variações, um dos problemas da derivada é a intensificação destes, o que pode diminuir as correlações significativas com os componentes opticamente ativos em relação aos espectros originais. Este fato pode ser constatado na Figura 4.24, na qual somente as correlações das faixas entre 530 e 590 nm e entre 680 e 740 nm foram significativas com 99,9% de confiança para a variável Chl-a.

A correlação da primeira faixa (530 a 590 nm) deveu-se ao pico de reflectância centrado em 590 nm e por ser negativa vai de encontro com os espectros originais, nos quais os pontos amostrais com maiores concentrações de Chl-a (15, 16, 17 e 18) apresentaram as menores reflectâncias neste comprimento de onda (ver Figura 4.15). Na segunda faixa (680 a 740 nm) situada na transição entre o vermelho e o NIR, as fortes correlações positivas com a Chl-a corroboram com Rundquist *et al.* (1996), ao indicarem a primeira derivada da

reflectância em 690 nm para a estimativa de clorofila, especialmente para maiores concentrações deste pigmento.

A Figura 4.24 demonstra que em 580 nm 68% da reflectância derivada em primeira ordem pode ser explicada pela Chl-a, o que provavelmente está relacionado ao pico de reflectância em 590 nm, já que nos espectros derivados houve um deslocamento de cerca de 10 nm em direção aos menores comprimentos de onda em relação aos espectros originais. Em 680 e 696 nm as fortes correlações encontradas explicam os altos valores de regressão obtidos (R^2 de 0,60 e 0,71).

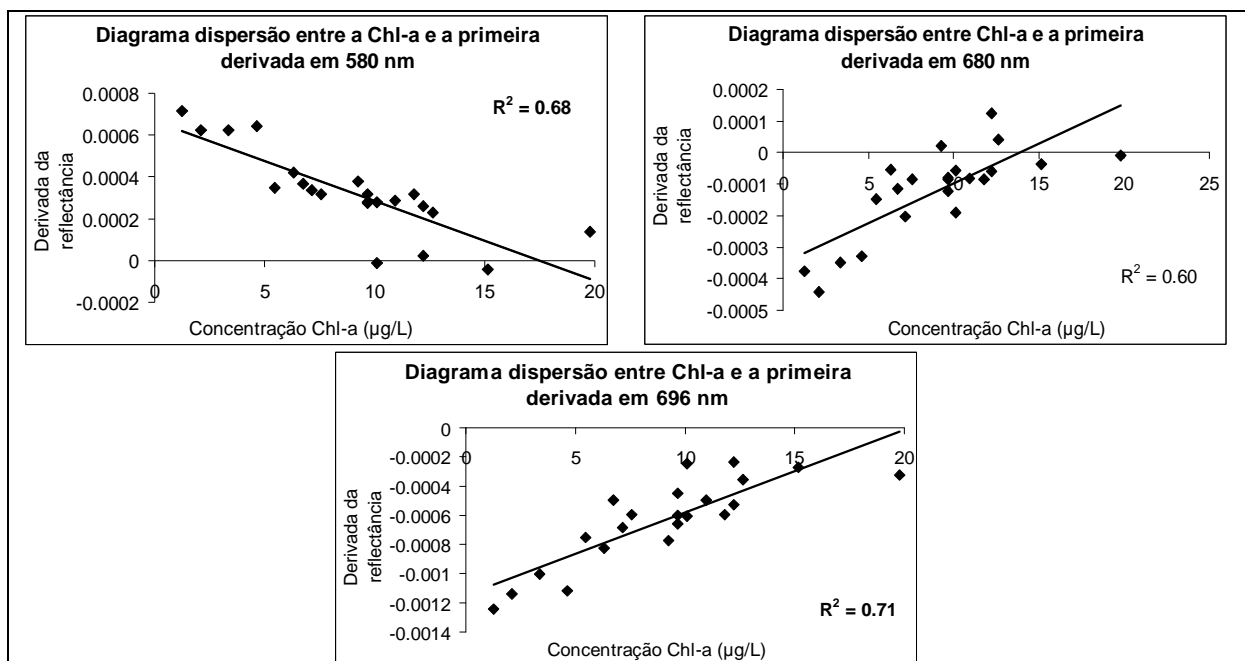


Figura 4. 24 - Diagramas de dispersão entre a Chl-a e a primeira derivada da reflectância em comprimentos de onda específicos.

O correlograma entre a reflectância normalizada pela remoção do contínuo (de 3 em 3 nm) e as variáveis limnológicas é apresentado na Figura 4.25. Esta técnica permitiu ampliar as faixas de correlação estatisticamente significativas em relação à derivada de primeira ordem, pois a normalização das bandas de absorção coloca-as em uma referência comum (Londe *et al.*, 2005). Mais uma vez predominaram as correlações significativas com a Chl-a (99,9% de confiança). Foram encontradas correlações positivas e significativas na faixa entre 463-580 nm, relativa ao pico de reflectância verificado nos espectros originais. As correlações negativas foram encontradas em: 1) 615-628 nm: máximo de absorção pela ficocianina; 2) 650-688 nm: máximo de absorção da Chl-a e 3) 730-760 nm: queda brusca da reflectância no início do NIR. Após os 766 nm houve novas faixas de correlação significativas, mas como

estas foram estreitas e inconstantes é provável que estejam contaminadas pelos ruídos. Outra faixa de correlação significativa negativa foi encontrada entre 409 e 418 nm, relacionada ao COD. Esta constatação vai de acordo com Mobley, 1994; Esteves, 1998 e Novo, 2001, os quais explicam que a matéria orgânica dissolvida caracteriza-se por aumentar o coeficiente de absorção do meio aquático, principalmente na região do azul.

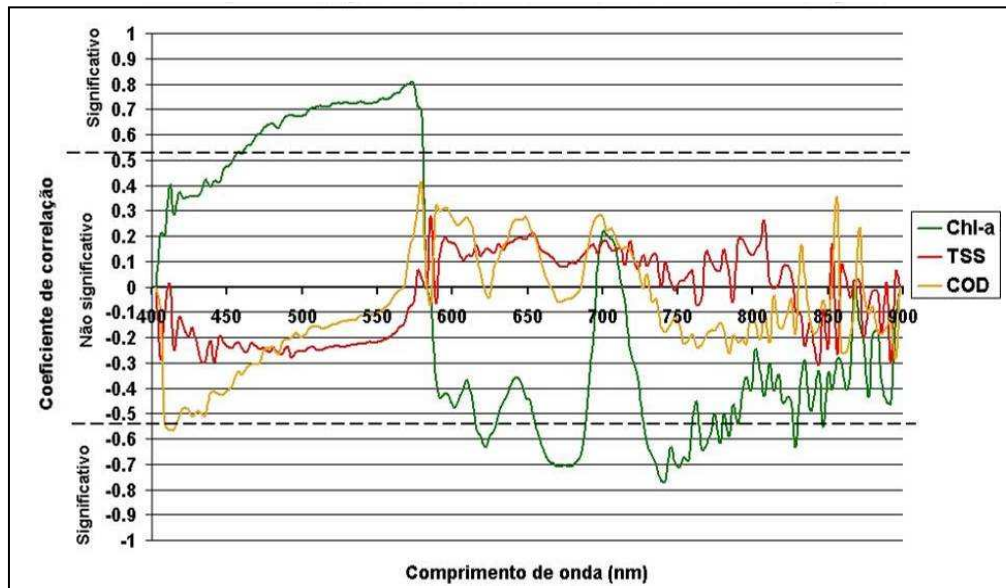


Figura 4. 25 - Correlograma entre a reflectância normalizada pela remoção do contínuo e variáveis limnológicas.

De acordo com a Figura 4.26 é possível verificar que em 676 nm foi encontrada uma regressão de 59% para as medidas de profundidade de banda dos espectros coletados e a concentração de Chl-a dos pontos amostrais. Isto demonstra a intrínseca relação entre o comprimento de onda e a absorção por este pigmento fotossintético, fato já reiterado por diversos autores como Kirk, 1994; Mobley, 1994; Esteves, 1998; Novo, 2001.

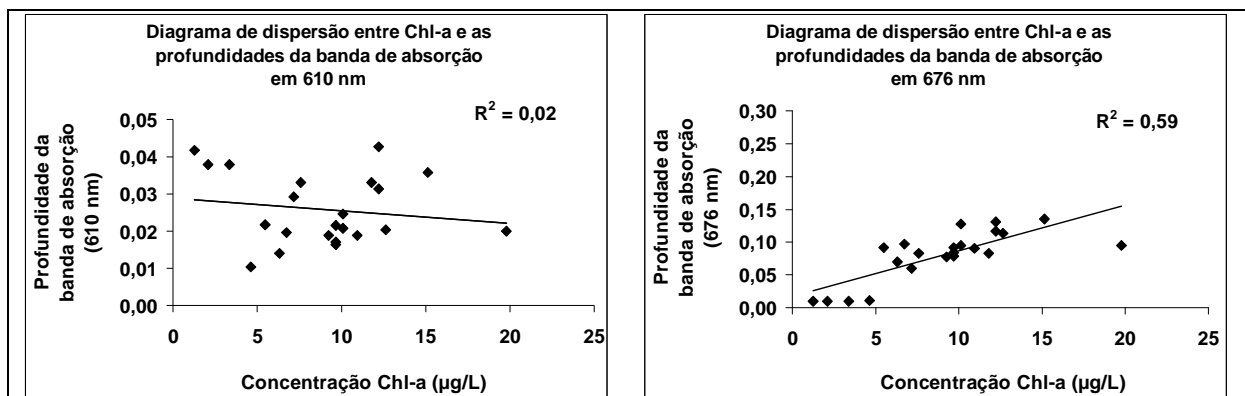


Figura 4. 26 - Diagramas de dispersão entre as concentrações de Chl-a dos pontos amostrais e as profundidades das bandas de absorção em 610 e 676 nm

Na Figura 4.27 são apresentados os diagramas de correlação entre os componentes opticamente ativos e todas as razões de banda de 400 a 900 nm, com intervalo de comprimentos de onda de 10 em 10 nm. Sob uma primeira análise é possível verificar que as maiores correlações obtidas foram entre as razões de banda e a Chl-a. As correlações negativas estatisticamente significativas para a Chl-a (superiores a 0,54) foram encontradas nas razões entre comprimentos de onda do verde, centradas aproximadamente em 500/525 nm e nas razões entre os comprimentos de onda iniciais do NIR e finais do vermelho, centradas por volta da razão entre 700/675 nm. Este quadro indica que quanto maior a concentração de Chl-a, mais pronunciada é a variação da reflectância entre estes dois comprimentos de onda, neste caso com aumento da reflectância do comprimento de onda 675 para 700 nm.

As correlações positivas estatisticamente significativas localizaram-se em uma grande área e abrangeram as razões de banda do vermelho ao infravermelho (600 a 900 nm) com o azul, verde e parte do vermelho (400 a 650 nm). Conclui-se que, quanto maior a concentração de Chl-a, maior é a diferença entre a faixa 500 a 575 nm com a faixa 730 e 800 nm. Isto mostra que há aumento da reflectância na faixa entre 500 e 575 nm (verde) em relação à outra faixa espectral (NIR). A alta capacidade de absorção da água no NIR proporciona este quadro (Dekker, 1993). Outra área que apresentou elevadas correlações positivas com a Chl-a foi nas razões de banda centradas aproximadamente em 735/710 nm, sendo que quanto menor a concentração de Chl-a maior a diferença entre a reflectância nos referidos comprimentos de onda.

De acordo com Londe (2008) a escolha de feições de absorção ou reflectância para o desenvolvimento de algoritmos com utilização de espectros é baseada nas propriedades do componente de interesse. Para a Chl-a, por exemplo, pode-se usar a banda de absorção no vermelho e a banda de fluorescência no NIR, com o emprego da razão de bandas conhecida como “*nir/red*”, uma vez que estas faixas espectrais são sensíveis às mudanças na concentração de Chl-a (Mittenzwey *et al.*, 1992; Dekker, 1993, Rundquist *et al.*, 1996). Para Dona Francisca, a razão “*nir/red*” se mostrou útil para a estimativa de Chl-a tendo em vista as altas correlações encontradas. Desta forma, para o reservatório Dona Francisca, no mês de outubro de 2009, as melhores razões de banda para a estimativa de Chl-a foram entre os comprimentos de onda iniciais do NIR e finais do vermelho, razões dos comprimentos de onda iniciais do verde, além de todas as razões do vermelho e infravermelho com o azul, verde e parte do vermelho.

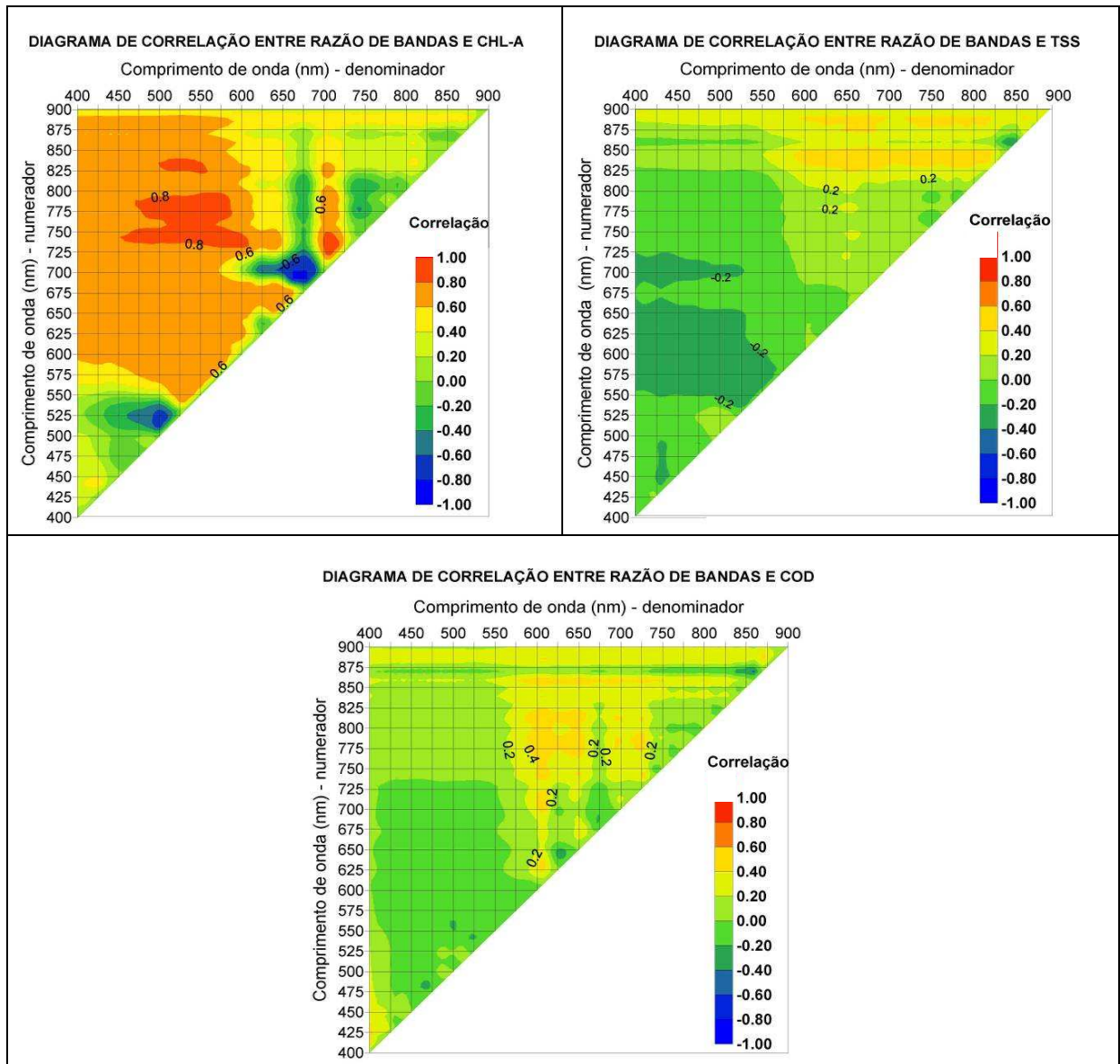


Figura 4. 27 - Diagrama de correlação entre as razões de bandas e os componentes opticamente ativos.

Para o TSS e o COD não houve correlações significativas com as razões de banda, o que corrobora com a premissa de domínio da Chl-a no comportamento espectral da água do reservatório. Contudo, é importante destacar que a razão espectral 560/520 nm indicada por Dekker (1993) para a estimativa de sedimentos, encontrou-se inserida em uma área com maiores correlações (0,40) das razões de banda com o TSS e abrangeu as razões entre os comprimentos de onda finais do verde e iniciais do vermelho com os comprimentos de onda do azul e parte do verde. Para o COD foram obtidas somente baixas correlações. Conclui-se assim, que não é possível estimar com segurança as concentrações de TSS e COD no reservatório Dona Francisca no mês de outubro de 2009 com uso da técnica de razões de bandas.

CAPÍTULO V

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com a conclusão da presente pesquisa faz-se necessário revisitar os objetivos propostos inicialmente. O objetivo geral consistiu em “*A nalisar as relações entre variáveis espectrais e limnológicas no reservatório da UHE Dona Francisca, usando espectrorradiometria de campo e coleta de dados limnológicos*”. Este objetivo foi atingido, pois as duas bases principais da pesquisa: a coleta de dados limnológicos e espectrais foram realizadas e permitiram a geração, interpretação e análise dos resultados. No mês de outubro a Chl-a se configurou como principal constituinte opticamente ativo da água e houve uma pequena influência dos sólidos em suspensão nos espectros de reflectância. O reservatório apresentou variabilidade espectral associada à variabilidade espaço-temporal das características limnológicas. As variáveis limnológicas apresentaram relação com o regime pluviométrico, com o uso/ocupação da terra nas bacias de captação. Além disso, houve influência dos represamentos em cascata localizados a montante.

Na sequência são retomados os objetivos específicos, bem como os principais resultados e comentários relativos a cada um deles, juntamente com as sugestões e recomendações identificadas.

- 1º Objetivo específico: “*Avaliar a variação temporal e a distribuição espacial das variáveis limnológicas: clorofila-a, totais de sólidos em suspensão, carbono orgânico dissolvido, temperatura da água, condutividade elétrica e pH, além da profundidade do disco de Secch e dados de precipitação pluviométrica*”.

A água do reservatório apresentou consideráveis variações temporais e espaciais de suas características limnológicas durante o período estudado. Porém, uma avaliação mais aprofundada destas variações seria ideal com um período mínimo de coleta de 12 meses. Também foi possível verificar a inter-relação apresentada por algumas variáveis e a influência de fatores externos ao ambiente aquático, principalmente das precipitações pluviométricas e da temperatura do ar.

Nos meses com os menores acumulados pluviométricos (março e abril) foram verificados os maiores valores de DS, Chl-a e CE. Essa situação se inverteu nos meses mais chuvosos (agosto e setembro), que apresentaram menor DS e CE. A Chl-a relacionou-se também com a temperatura (correlação de 0,32, significância de 0,01) e por isso as menores

concentrações se deram em abril e junho. Para o TSS foi encontrado um lapso de tempo de um a dois meses entre a ocorrência das precipitações e a obtenção de concentrações mínimas e máximas de sólidos em suspensão (em junho e outubro, respectivamente). A temperatura da água acompanhou a evolução sazonal das temperaturas do ar e influenciou diretamente o COD (correlação de 0,52). A água esteve mais ácida em março e abril, meses mais secos.

Constatou-se a existência de três compartimentos aquáticos diferenciados no reservatório, principalmente no que se refere ao TSS, DS e temperatura da água, sendo estes: o setor do rio Jacuí antes da confluência com o rio Jacuizinho, o setor do rio Jacuizinho e o setor após a confluência destes rios. De uma forma geral as características da água do rio Jacuí e Jacuizinho foram bastante divergentes e após a confluência destes formou-se um novo padrão de água do setor intermediário até o dique. A esta complexidade soma-se os efeitos decorrentes dos represamentos em cascata e que não podem ser desconsiderados, o que justifica a necessidade de novas pesquisas na área.

- 2º Objetivo específico: *“Verificar a influência relativa dos componentes opticamente ativos (COAs) sobre a resposta espectral da água”.*

Os espectros de reflectância coletados em Dona Francisca foram muito semelhantes entre si no que se refere à forma, porém houve diferenças entre as taxas de reflectância que não ultrapassaram 16%. A partir dos espectros originais e das técnicas aplicadas sobre eles identificou-se o predomínio da Chl-a como principal componente opticamente ativo. O TSS apresentou uma pequena influência e levou ao deslocamento do pico de reflectância para maiores comprimentos de onda (590 nm), porém sem obliterar as feições espectrais indicativas da Chl-a, especialmente o ponto máximo de absorção em 675 nm e a reflectância na faixa do verde (espalhamento pelas células fitoplanctônicas). Outro ponto máximo de absorção detectado foi em 610 nm, devido à presença de ficocianina, pigmento fitoplânctônico acessório da Chl-a e encontrado nas cianobactérias. O COD, embora presente na água do reservatório, não apresentou concentrações suficientes para imprimir de forma significativa suas características sobre os espectros. O mascaramento do máximo de absorção da Chl-a em 440 nm foi ocasionado, provavelmente, pela ação conjunta da absorção do COD e espalhamento pela água pura na região do azul.

Foram identificados espectros de alta, média e baixa reflectância no conjunto amostral, o que indicou a presença de compartimentos aquáticos diferenciados espectralmente no reservatório, sendo estes: a) espectros de alta reflectância: localizados no setor do rio Jacuí antes da confluência com o rio Jacuizinho, mais os pontos 3 e 4, próximos ao dique; b) espectros de média reflectância: situados no setor intermediário do reservatório, mais os

pontos 1 e 2, à esquerda do dique; c) espectros de baixa reflectância: localizados no setor do rio Jacuizinho. A técnica da derivada de primeira ordem permitiu identificar 3 grupos de espectros até os 560 nm. A partir de 600 nm tornaram-se nítidos apenas 2 grupos: um formado pelos espectros de alta reflectância do setor do rio Jacuí e outro pelos demais pontos. A técnica SAM, por sua vez, separou os espectros em dois grupos espectrais: um composto pelos espectros de alta reflectância, nos quais a feição de absorção da ficocianina foi mais acentuada, e outro pelos demais pontos amostrais, nos quais a feição da Chl-a foi mais evidente e houve a separação em 3 subgrupos de espectros.

As medidas da profundidade de banda realizadas a partir da técnica da remoção do contínuo demonstraram menores profundidades para a ficocianina do que a da Chl-a. Embora a ficocianina seja um pigmento acessório da Chl-a, para os pontos com menores concentrações de Chl-a não houve relação direta entre estes pigmentos. Por fim, nos diagramas de correlação gerados entre as razões da banda de 10 em 10 nm e os componentes opticamente ativos foram identificadas maiores correlações com a Chl-a. Correlações negativas estatisticamente significativas (acima de 0,54 com 99,9% de confiança) com a Chl-a localizaram-se nas razões entre os comprimentos de onda do verde (500/525nm) e iniciais do NIR com os finais do vermelho (700/675nm). As correlações positivas situaram-se em uma ampla faixa de 600 a 900 nm/400 a 650 nm e entre 735/710 nm. Para o COD e TSS foram encontradas apenas baixas correlações, não significativas.

Os motivos que podem ter levado ao domínio da Chl-a sobre a resposta espectral foram: a) a sucessão de barramentos no rio Jacuí a montante de Dona Francisca, o que favorece a precipitação dos sólidos suspensos na água dos reservatórios e o aumento de sua transparência no sentido de montante para jusante; b) as características das bacias de contribuição direta ao reservatório e da bacia do rio Jacuizinho, que apesar de inseridas num contexto agrícola apresentam muitas áreas florestais preservadas e menores índices de solo exposto a processos erosivos; c) a possível disponibilidade de nutrientes oriundos das áreas agrícolas e florestais - entorno do reservatório e d) diminuição da velocidade da água em direção ao dique, ofertando condições favoráveis ao desenvolvimento fitoplanctônico.

Uma das necessidades identificadas foi a da determinação de outros pigmentos fitoplanctônicos além da Chl-a, especialmente a ficocianina, que apresentou feição de absorção em 610 nm nos espectros obtidos. Desta forma seria possível o aumento na confiabilidade da interpretação qualitativa e quantitativa dos dados espectrais. Outra sugestão refere-se à avaliação da utilização de imagens orbitais, o que poderia preencher a lacuna dos meses sem coleta de dados espectrorradiométricos.

- 3º Objetivo específico: “*Correlacionar os parâmetros espectrais (reflectância, valores da primeira derivada da reflectância, profundidade das bandas de absorção e razões de reflectância dos espectros) e os componentes opticamente ativos da água*”.

Os testes estatísticos, com destaque para as correlações e testes de significância, comprovaram a influência das variáveis limnológicas sobre as características espectrais da água do reservatório. Contudo, sugere-se novas medidas espectrorradiométricas que possam contemplar outros cenários da variação espaço-temporal das características da água.

O correlograma entre os espectros de reflectância originais e os componentes opticamente ativos apresentou correlações estatisticamente significativas apenas com a Chl-a e para todos os comprimentos de onda, com correlações entre -0,6 e -0,8. Destaca-se os valores de regressão obtidos para os comprimentos de onda de 590 nm ($R^2 = -0,57$); 611 nm ($R^2 = -0,58$) e 675 nm ($R^2 = -0,62$). Para a primeira derivada novamente foram encontradas correlações somente com a Chl-a, nas faixas espectrais entre 530 e 590 nm (negativa) e entre 680 e 740 nm (positiva). No correlograma da remoção do contínuo houve ampliação das faixas de correlação significativa em relação à derivada. As correlações positivas ocorreram na região de maior reflectância no verde e as negativas nas faixas dos máximos de absorção da ficocianina, da Chl-a e após os 730 nm, em função da forte absorção proporcionada pela água pura. Além disso, houve uma pequena faixa entre 409 e 418 com correlação significativa negativa entre a remoção do contínuo e o COD. Os maiores valores de regressão para a Chl-a foram obtidos em 620 nm ($R^2 = 0,59$) e em 675 nm ($R^2 = 0,62$).

Com o desenvolvimento desta pesquisa mais uma vez foi comprovado o grandioso potencial do sensoriamento remoto para estudos de cunho geográfico. O ambiente aquático do reservatório mostrou-se intimamente relacionado aos sistemas climático e terrestre, os quais são passíveis de monitoramento por meio de técnicas de sensoriamento remoto. Tendo em vista a crescente preocupação em relação à água, o desenvolvimento de novas técnicas que visem facilitar o acompanhamento dos recursos hídricos mostra-se de extrema valia, principalmente em ambientes criados artificialmente, como o reservatório Dona Francisca.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCÂNTARA, E. H. **Análise da turbidez na planície de inundação de Curuaí (PA, Brasil) integrando dados telemétricos de imagens MODIS/TERRA.** 2006. 217f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2006.

AMABIS, J. M.; MARTHO, G. R. **Fundamentos de Biologia Moderna.** São Paulo: Moderna. 2ed. 1997. p. 229-234.

ARRAUT, E. M.; *et al.* Estudo do comportamento espectral da clorofila e dos sólidos em suspensão nas águas do Lago Grande de Curuai (Pará), na época de seca, através de técnicas de espectroscopia de campo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2005. p. 2447-2456.

ASD Inc. (Analytical Spectral Devices Inc). FieldSpec HandHeld Spectroradiometer. Disponível em: < <http://www.asdi.com/products-fshh-fshhp.asp>>. Acesso em: 27 fev. 2009

BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto da dinâmica da circulação da água do sistema planície de Curuai/Rio Amazonas.** 2007. 282p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2005.

BEL ENGINEERING. Equipamentos de Espectrometria. Disponível em: < <http://www.belengineering.com/index.asp>>. Acesso em: 15 jan. 2010.

BRAGA, C. Z. F. Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da concentração de clorofila-*a*, transparência e profundidade da água na lagoa de Araruama, RJ. 1999. 168f. Tese (Doutorado em Geociências) – Universidade Federal Fluminense, 1998.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. **Resolução CONAMA nº 357/05.** Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/po t/conama/res/res05/res 35705.pdf>>. Acesso em: 11 jun. 2010.

BREUNIG, F. M. *et al.* Análise das propriedades óticas do reservatório Rodolfo Costa e Silva - Itaara, RS, Brasil, utilizando dados espectrais de campo e imagens orbitais multiespectrais. **Revista Ambiente e Água**, v. 2, n.2, p. 88-102.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: princípios e aplicações.** Porto Alegre: Artmed, 2003.

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

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). **Guia de coleta e preservação de amostras de água.** São Paulo: CETEB, 1987. 150p.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). Variáveis de qualidade das águas. São Paulo. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp>>. Acesso em: 26 fev. 2009.

CLARK, R.N.; ROUSH, T.L. Reflectance spectroscopy: quantitative analysis techniques for remote sensing applications. **Journal of Geophysical Research**. v. 89, n. B7, p. 6329-6340, 1984.

COAJU (Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Jacuí). **Termos de Referência:** inventário, diagnóstico e consolidação das informações sobre os recursos hídricos da bacia do Alto Jacuí e elaboração do processo de enquadramento e primeira etapa do programa de ações da bacia hidrográfica. Passo Fundo, ago. 2008.

CORAZZA, R. *et al.* Identificação de componentes opticamente ativos da água do reservatório da Usina Hidrelétrica Dona Francisca/RS através da técnica de espectroscopia de campo. **Geografia: Ensino & Pesquisa**, Santa Maria, v. 13 n. 2, p. 228-235, 2009.

COSTA, J. L. R. **Dosagem de carbono nas matérias húmicas totais:** adaptação do método de Anne e Dabin - "Carbono orgânico dissolvido". Salvador: Instituto de Biologia da Universidade Federal da Bahia, [s/d].

COSTA, M. P. F. **Estimativa de clorofila-a em água costeira utilizando dados do sensor TM/LANDSAT.** 1993. 206f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1992.

DEFESA CIVIL DO RIO GRANDE DO SUL. In: Consulta de índices pluviométricos por período e município. Disponível em: http://www2.defesacivil.rs.gov.br/estatistica/pluviometro_consulta.asp?consulta=4. Acesso em 31 dez. 2009.

DEKKER, A. G., *et al.*. 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.

DEKKER, A. G. Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing. 1993. 260f. Tese (PhD theses). Free University, Amsterdam, 1993.

ESTEVEZ, F. **Fundamentos de Limnologia.** 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FARENZENA, D. **Organização do espaço e conflitos ambientais do entorno do Reservatório da Usina Hidrelétrica Dona Francisca – RS.** 2006. 72f. Monografia (Trabalho de Graduação B) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

FRIEDRICH, J. N. Mapeamento do uso da terra por compartimento geomorfológico da sub-bacia da barragem Dona Francisca – RS com imagens multiespectrais TM do LANDSAT-5. 1993. 63f. Monografia (Especialização em interpretação de imagens orbitais e suborbitais). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1993.

GALO, M. L. B. T.; ENNES, R.; SAMIZAVA, T. M. Detecção de componentes opticamente ativos no reservatório de Itupararanga a partir de imagens hiperespectrais: uma aplicação de

análise derivativa. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLOGIAS DA GEOINFORMAÇÃO, 2. 2008. Recife, 2008.

GOODIN, D. G., *et al.* A. Analysis of suspended solids in water using remotely sensed high resolution reflectance spectra. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 59, n. 4, p. 505-510, 1993.

HAN, L. *et al.* The spectral responses of algal chlorophyll in water with varying levels of suspended sediments. **International Journal of Remote Sensing**, vol. 15, n. 18, p. 3707-3718, 1994.

HAN, L., RUNDQUIST, D. C. Comparison of NIR/RED ratio and first derivative of reflectance in estimating algal-chlorophyll concentration: a case study in a turbid reservoir. **Remote Sensing of Environment**. v. 62, p. 253-261, 1997.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Censo Demográfico de 2000. In: Censo Demográfico 2000 – Resultados do Universo. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2000/universo.php?tipo=310/tabela13_1.shtm&paginaatual=1&uf=43&letra=P> Acesso em: 25 nov. 2009.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. In: Informações conceituais do Spring 4.3.3. Disponível em: <file:///C:/Arquivos%20de%20programas/spring433_Port/helpport/mnt1.htm> . Acesso em: 20 jan. 2010.

KIRK, J. T. O. **Light & photosynthesis in aquatic ecosystems**. 2 ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1994, 509 p.

KRUSE *et al.* F. A. The spectral image processing system (SIPS) – Interactive Visualization and analysis of images spectrometer data. **Remote Sensing of Environment**, vol. 44, p. 145-163, 1993.

LINHARES, S.; GEWANDSZNAJDER, F. **Biologia**. São Paulo: Ática, 2007. p. 175-178.

LOBO, F. L. **Biblioteca espectral**: determinação de espectros de referência para classificação de tipos de água das áreas alagáveis da Amazônia. 2009. 129f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2009.

LONDE, L. R. *et al.* Análise quantitativa do comportamento espectral da clorofila-a no reservatório de Salto Grande (SP). In: SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOPROCESSAMENTO E SENSORIAMENTO REMOTO, 3., 2006, Aracajú. **Anais...** 2006.

LONDE, L. R.; NOVO, E. M. L. M.; CALIJURI, M. C. Avanços no estudo do comportamento espectral do fitoplâncton e identificação remota de algas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2005. p. 389-396.

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

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**. 1993. 119f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1993.

MANTOVANI, J. E.; NOVO, E. M. L. M. Comportamento espectral da matéria orgânica dissolvida. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 1996, Salvador. **Anais...** Salvador: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1996. p. 917-923.

MATZENAUER R., *et al.* Regime anual e estacional de chuvas no Rio grande do Sul. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROMETEOROLOGIA, 15, 2007. Aracajú. **Anais...** Aracajú: 2007.

MENESES, P. R. Fundamentos de Radiometria Óptica Espectral. In: MENESES, P. R., MADEIRA NETTO, J. da S. (Orgs.). **Sensoriamento remoto: reflectância de alvos naturais**. Brasília: Universidade de Brasília, 2001, p. 15-39.

MILLIPORE. Catálogo de produtos. Disponível em: <<http://www.millipore.com/searchsummary.do?tabValue=&q=filtros>>. Acesso em 25 fev. 2009.

MILTON, E. J. Principles of Field Spectroscopy. *International Journal of Remote Sensing*, v. 8, n. 12, p.1807-1827, 1987.

MITTENZWEY, K. H.; *et al.* Determination of chlorophyll-a of inland waters on the basis of spectral reflectance. **Limnology and Oceanography**, v. 37, p.147-149, 1992.

MOBLEY, C. D. *Light and Water: radiative transfer in natural waters*. San Diego: Academic Press, 1994.

MOTA, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 1997. 292 p.

MUTANGA, O. *et al.* Estimating tropical pasture quality at canopy level using band depth analysis with continuum removal in the visible domain. **International Journal of Remote Sensing**. v. 26, n. 6, p. 1093–1108, 2005.

NOBREGA, I. V. **Análise espectral de sistemas aquáticos da Amazônia para a Identificação de componentes opticamente ativos**. 2005. 84f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2002.

NOVO, E. M. L. de M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 2 ed. São Paulo: Edgard Blucher, 1998. 308 p.

NOVO, E. M. L. de M. Comportamento Espectral da Água. In: MENESES, P. R., MADEIRA NETTO, J. da S. (Orgs.). **Sensoriamento remoto: reflectância de alvos naturais**. Brasília: Universidade de Brasília, 2001, p. 203-221.

PEREIRA FILHO, W. **Reflectância da água e características limnológicas dos reservatório de Itá e Dona Francisca**. 2003. 108f. (Relatório de bolsa recém-doutor ARD) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

PEREIRA FILHO, W.; STRASSBURGUER, L.; BARBOSA, C. C. F. Caracterização espectral do reservatório de Itá – Sul do Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11, 2003. Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2003. p. 2555 - 2559.

PEREIRA FILHO, W.; BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M. Influência das condições de tempo em espectros de reflectância da água. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12, 2005. Goiânia. **Anais...** Goiânia: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2005. p. 415-422.

PRATES, S. H.; LUCA, S. J. de. Contribuição à gestão ambiental da UHE Dona Francisca através de modelo de simulação de qualidade de água. IN: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2000. Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS), 2000.

RICHARDSON, L. L. Remote sensing of algal bloom dynamics. **BioScience**. v. 46, n. 7, p. 492-501, 1996.

RODRIGUES, L. M. Alterações espaciais e temporais de características limnológicas resultantes da transformação rio-reservatório da Usina Hidrelétrica Dona Francisca, RS, Brasil. 2002. 100f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

RUDORFF, C. M. Estudo da composição das águas da Planície Amazônica por meio de dados de reflectância do sensor Hyperion/EO-1 e de espectrômetro de campo visando à compreensão da variação temporal dos seus componentes opticamente ativos. 2006. 140f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2006.

RUNDQUIST, D. C. *et al.* Remote measurement of algal chlorophyll in surface waters: the case for the first derivative of reflectance near 690 nm. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**. v. 62, n. 2, p. 195-200, 1996.

SCHWARZBOLD, A. **Programa de monitorização da qualidade das águas superficiais: programas ambientais da Usina Hidrelétrica Dona Francisca: Centro de Ecologia UFRGS: 1999.**

SHALLES, J. F. *et al.* Estimation of chlorophyll-a from time series measurements of high spectral resolution reflectance in an eutrophic lake. **Journal of Phycology**. v. 34, p.383-390, 1998.

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

SIMIS, S.G.H.; *et al.* Influence of phytoplankton pigment composition on remote sensing of cyanobacterial biomass. **Remote Sensing of Environment**, v.106, p. 414-427, 2007.

STEFFEN, C. A., MORAES, E. C., GAMA, F. F. Tutorial radiometria óptica spectral. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 1996. Salvador. **Anais...** Salvador: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1996.

STRASSBURGUER, L., PEREIRA FILHO, W. Limnologia do reservatório da Usina Hidrelétrica Dona Francisca – RS. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 10., 2003, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2003.

TREES, C. C. *et al.* Accessory pigments versus chlorophyll a concentrations within the euphotic zone: a ubiquitous relationship. **Limnology Oceanography**, v.45(5), p.1130–1143, 2000.

TRENTIN, A. B. Sensoriamento remoto aplicado ao estudo do comportamento espectral da água no reservatório Passo Real – RS. 2009. 97p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. 2ed. São Carlos: RiMa, 2005. 248 p.

TUNDISI, J. G; TUNDISI, T. M.; ROCHA, O. Ecossistemas de águas interiores. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Orgs.). **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3 ed. São Paulo: Escrituras, 2006-a, p. 161-202.

WACHHOLZ, F. Compartimentação aquática do reservatório Rodolfo Costa e Silva-RS, a partir de variáveis limnológicas e imagens orbitais. 2007 . 97f.. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

WETZEL, R. G. **Limnology**. Philadelphia: Saunders College Publishing, 1975.

YUNES, J. S; ARAÚJO, E. A. C. **Protocolo para análise de clorofila-a na água**. Rio Grande: Unidade de Pesquisa em Cianbactérias da Fundação Universidade Federal de Rio Grande. [s/d].