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

INFLUÊNCIA DOS CONSTITUINTES OPTICAMENTE ATIVOS NA REFLECTÂNCIA ESPECTRAL DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO PASSO REAL, RS

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Felipe Correa dos Santos

Santa Maria, RS, Brasil
2012

INFLUÊNCIA DOS CONSTITUINTES OPTICAMENTE ATIVOS NA REFLECTÂNCIA ESPECTRAL DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO PASSO REAL, RS

Felipe Correa dos Santos

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Geografia e Geociências, Área de Concentração em Análise Ambiental e Dinâmica Regional, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Geografia.

Orientador: Prof. Dr. Waterloo Pereira Filho

Santa Maria, RS, Brasil

2012

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática
da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Santos, Felipe Correa dos
Influência dos constituintes opticamente ativos na reflectância espectral da água do reservatório Passo Real, RS. / Felipe Correa dos Santos.-2012.
87 p.; 30cm

Orientador: Waterloo Pereira Filho
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Programa de Pós-Graduação em Geografia e Geociências, RS, 2012

1. Geografia 2. Sensoriamento Remoto 3. Limnologia 4. Reservatório 5. Água I. Pereira Filho, Waterloo II. Título.

Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Naturais e Exatas
Programa de Pós-Graduação em Geografia e Geociências

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

INFLUÊNCIA DOS CONSTITUINTES OPTICAMENTE ATIVOS NA REFLECTÂNCIA ESPECTRAL DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO PASSO REAL, RS

elaborada por
Felipe Correa dos Santos

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Geografia

COMISSÃO EXAMINADORA:

_____

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

_____

Lênio Soares Galvão, Dr. (INPE)

_____

María Silvia Pardi Lacruz, Dra. (CRECTEALC - Campus Brasil)

Santa Maria, 29 de maio de 2012.

Dedico aos meus pais
Adão e
Sonia.
E aos meus irmãos
Luciana e
Márcio.

AGRADECIMENTOS

A Deus que me concede a oportunidade da vida.

À Universidade Federal de Santa Maria pela possibilidade da realização do Mestrado em Geografia de qualidade e gratuito.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado. Ao *Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico* (CNPq) pelo apoio financeiro ao projeto "Caracterização espectral e limnológica de ambientes lênticos no Rio Grande do Sul, com abordagem espaço-temporal" (Processo nº 484712/2007-1) sob a coordenação do Professor Waterloo Pereira Filho.

Aos meus pais Adão e Sonia *e meus irmãos* Luciana e Márcio, pelo carinho e apoio.

Ao professor e orientador Dr. Waterloo Pereira Filho por seus ensinamentos, incentivo e companheirismo.

À Drª María Silvia Pardi Lacruz, ao Prof. Dr. Lênio Soares Galvão e ao Prof. Dr. Roberto Cassol pela leitura e contribuições a este trabalho.

Aos colegas do Laboratório de Geotecnologias: Flávio Wachholz, Daniela Wancura Barbieri, Rosana Corazza, Diego de Almeida Prado, Patricia Michele Pereira Trindade e *Greice Vieira Silveira*, pelo companheirismo nas atividades diárias de laboratório, trabalhos de campo e determinação das variáveis limnológicas em laboratório.

Ao técnico de laboratório Rômulo Aragones Aita (UFSM) pela determinação do carbono orgânico dissolvido das amostras.

O saber a gente aprende com os mestres e os livros.
A sabedoria se aprende é com a vida e com os humildes.

Cora Coralina

RESUMO

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

INFLUÊNCIA DOS CONSTITUINTES OPTICAMENTE ATIVOS NA REFLECTÂNCIA ESPECTRAL DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO PASSO REAL, RS

AUTOR: FELIPE CORREA DOS SANTOS
ORIENTADOR: WATERLOO PEREIRA FILHO
Data e Local da Defesa: Santa Maria, 29 de maio de 2012.

A construção de represas acarreta impactos de caráter hidrológico ao modificar o fluxo natural das águas de um rio. O sensoriamento remoto é uma ferramenta capaz de auxiliar a tarefa de monitoramento da qualidade da água ao possibilitar a aquisição de informações para análise espacial e temporal da sua composição. O presente trabalho apresenta a análise da influência dos constituintes opticamente ativos na reflectância espectral da água do reservatório Passo Real. Para isso, foram realizadas coletas de dados limnológicos e espectrais nos meses de outubro de 2009 e março de 2010 em 31 estações amostrais no reservatório. Em campo e em laboratório foram determinadas as variáveis limnológicas totais de sólidos em suspensão (TSS), clorofila *a* (Chl *a*), carbono orgânico dissolvido (COD) e transparência da água. Os dados espectrais foram adquiridos em campo com uso do espectrorradiômetro *FieldSpec® HandHeld*. Os resultados encontrados mostraram que a maior concentração de TSS e Chl *a* no mês de outubro pode estar relacionada com a maior ocorrência de chuvas naquele período. O TSS foi maior em outubro o que ocasionou a redução da transparência da água. O COD manteve médias semelhantes nos dois meses analisados, porém constatou-se que a localização de pontos amostrais com concentrações acima da média estavam localizados em compartimentos aquáticos com maiores concentrações de Chl *a*. Utilizando exclusivamente a Chl *a* como indicadora do estado trófico encontraram-se ambientes entre oligotrófico a hipereutrófico. A reflectância foi mais elevada em outubro de 2009 em todos os comprimentos de onda, devido às altas concentrações de TSS. Em ambas as datas foram observadas duas feições de absorções centradas em 610 e 675 nm devido à presença de Chl *a*. Em função das altas concentrações em alguns pontos amostrais no mês de outubro, o pico na região do infravermelho apresentou maior magnitude do que o pico na região do verde e em alguns casos, o espectro assemelhou-se mais com a resposta espectral da vegetação terrestre. O COD não apresentou concentrações suficientes para produzir, de forma significativa, alterações nos espectros. Cada técnica de extração de informações em espectros de refletância ressaltou melhor determinadas características espectrais. A primeira derivada mostrou-se eficiente na caracterização dos efeitos da Chl *a*, esta técnica contrastou a influência deste pigmento principalmente nos comprimentos de onda de 438, 566, 685 e 700 nm. A remoção do contínuo ressaltou as bandas de absorção da Chl *a* em 493, 611, 676 nm e a banda de absorção pela água pura em 740 nm. Com a aplicação de testes estatísticos, pode-se comprovar a influência das variáveis limnológicas sobre as características espectrais da água do reservatório e identificar os comprimentos de onda com fortes correlações entre as variáveis. No mês de outubro verificou-se a atuação conjunta da Chl *a* com o TSS na reflectância da água. Também ficou comprovada a influência da Chl *a* na resposta espectral da água do reservatório, principalmente em maiores concentrações.

Palavras-chave: Sensoriamento Remoto, Limnologia, Reflectância Espectral da Água.

ABSTRACT

Master's Degree Dissertation
Graduate Program in Geography and Geosciences
Federal University of Santa Maria

INFLUENCE OF THE OPTICALLY ACTIVE CONSTITUENTS ON THE SPECTRAL REFLECTANCE OF THE WATER OF PASSO REAL RESERVOIR, RS.

AUTHOR: FELIPE CORREA DOS SANTOS
ADVISOR: WATERLOO PEREIRA FILHO
Defense's date and place: Santa Maria, May 29th of 2012

The construction of dams results in hydrological impacts as they alter the natural flow of water of a river. Remote sensing is a tool capable of helping the monitoring of water quality by enabling acquisition of information for spatial and temporal analysis of its composition. This paper presents the analysis of the Influence of the optically active constituents on the spectral reflectance of the water of Passo Real reservoir. For this, limnological and spectral data were collected in October 2009 and March 2010 in 31 sampling stations in the reservoir. The limnological variables total of suspended solids (TSS), chlorophyll *a* (Chl *a*), dissolved organic carbon (DOC) and water transparency were determined on field and laboratory. Spectral data were acquired on field by using *FieldSpec® HandHeld* spectroradiometer. Results showed the most concentration of TSS and Chl *a* in October may be related with greater occurrence of rain in that period. TSS was greater in October resulting a reduction of water transparency. DOC maintained similar average in both analyzed months, still it was found that sampling points location with above average concentration were located in water compartments with higher concentration of Chl *a*. Exclusively using Chl *a* as indicator of trophic state we found environments between oligotrophic to hypereutrophic. Reflectance was higher in October 2009 in all wavelengths, because of high concentration of TSS. Two features of absorption were observed in both dates, centered in 610 and 675 nm due to the presence of Chl *a*. On account of the great concentrations in some sampling points in October, the peak in the infrared region presented higher magnitude than the peak in the green region and in some cases the spectrum was similar to the earth vegetation spectral response. DOC did not present enough concentrations to produce, significantly, spectrum alterations. Each information extraction technique in spectral reflectance better showed certain spectral characteristics. First derivative showed itself efficient on the characterization of Chl *a* effects, this technique contrasted the influence of this pigment especially on the wavelengths of 438, 566, 685 and 700 nm and the absorption band through pure water in 740 nm. By applying statistics tests, we could prove the influence of limnological variables on the reservoir water spectral characteristics and identify wavelengths with strong correlation between variables. In October we verified the joint acting of Chl *a* with TSS in water reflectance. Also, it was proved the influence of Chl *a* on the spectral response of the reservoir water, especially on greater concentrations.

KEYWORDS: Remote sensing, limnology, water spectral reflectance

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Localização do reservatório Passo Real 16
Figura 2 – Usos e coberturas do entorno do reservatório Passo Real: A- Residência para fins de lazer, B- Gado nas margens do reservatório, C e D - Lavouras de soja. 17
Figura 3 – Formas de interação da energia eletromagnética incidente em um corpo d'água ... 25
Figura 4 – Coeficiente de espalhamento (A) e de absorção (B) da água pura 27
Figura 5 – Medidas *in situ* de reflectância espectral da água clara e de água com vários níveis de concentração de sedimentos em suspensão de solo siltoso 29
Figura 6 – Porcentagem de reflectância de água clara e de água com algas com base em medidas *in situ* feitas com espectrorradiômetro 32
Figura 7 – Porcentagem de reflectância de água com algas e com variáveis concentrações de sedimentos em suspensão 33
Figura 8 – Fator de Reflectância Bidirecional para diferentes concentrações de matéria orgânica dissolvida (mg/L) de um corpo d'água medidas em laboratório 35
Figura 9 - Exemplo de reflectância e a primeira derivada espectral 37
Figura 10 – Fluxograma dos procedimentos metodológicos da pesquisa 39
Figura 11 – Localização dos pontos amostrais no Reservatório Passo Real 40
Figura 12 - Precipitação pluviométrica diária em trinta dias anteriores aos trabalhos de campo nos meses de outubro de 2009 e março de 2010 49
Figura 13 - Volume pluviométrico acumulado em trinta dias anteriores ao trabalho de campo na bacia de captação do reservatório Passo Real 50
Figura 14 – Concentração de clorofila *a* nos pontos amostrais do reservatório Passo Real em 21 de outubro de 2009 e 12 de março de 2010 52
Figura 15 – Distribuição espacial da clorofila *a* do reservatório Passo Real em 21 de outubro de 2009 e 12 de março de 2010 52
Figura 16 – Concentração de totais de sólidos em suspensão nos pontos amostrais do reservatório Passo Real em 21 de outubro de 2009 e 12 de março de 2010 53
Figura 17 – Distribuição espacial dos Totais de Sólidos em Suspensão do reservatório Passo Real nos meses de outubro de 2009 e março de 2010 53
Figura 18 – Transparência da água nos pontos amostrais do reservatório Passo Real em 21 de outubro de 2009 e 12 de março de 2010 55
Figura 19 – Distribuição espacial da transparência da água do reservatório Passo Real nos meses de outubro de 2009 e março de 2010 55
Figura 20 – Concentração de carbono orgânico dissolvido nos pontos amostrais do reservatório Passo Real em 21 de outubro de 2009 e 12 de março de 2010 56
Figura 21 – Distribuição espacial do carbono orgânico dissolvido do reservatório Passo Real nos meses de outubro de 2009 e março de 2010 56
Figura 22 – Cores da água do reservatório Passo Real em outubro de 2009 e março de 2010..... 59
Figura 23 – Espectros de refletância de campo do reservatório Passo Real 60
Figura 24 - Correlograma do valor de reflectância nos diferentes comprimentos de onda com totais de sólidos em suspensão, transparência, clorofila *a* e carbono orgânico dissolvido no mês de outubro de 2009 (linha em vermelho – limite dos valores estatisticamente significativo, α=0,01) 62
Figura 25 - Diagramas de dispersão entre as variáveis limnológicas Chl *a* e TSS e a reflectância em 610, 675 e 735 nm no mês de outubro de 2009 63
Figura 26 - Correlograma do valor de reflectância nos diferentes comprimentos de onda com totais de sólidos em suspensão, transparência, clorofila *a* e carbono orgânico

dissolvido no mês de março de 2010 (linha em vermelho – limite dos valores estatisticamente significativo, α=0,01) 64
Figura 27 - Diagramas de dispersão entre variáveis limnológicas transparência e Chl *a* e a reflectância em 693 e 735 nm no mês de março de 2010 65
Figura 28 - Derivada de primeira ordem dos espectros de reflectância do reservatório Passo Real 66
Figura 29 - Correlograma da primeira derivada nos diferentes comprimentos de onda com totais de sólidos em suspensão, transparência, clorofila-*a* e carbono orgânico dissolvido no mês de outubro de 2009 (linha em vermelho – limite dos valores estatisticamente significativo, α=0,01) 67
Figura 30 - Diagramas de dispersão entre a variáveli limnológica Chl *a* e a primeira derivada em 438, 566 e 685 nm e entre o TSS e a primeira derivada em 646 nm no mês de outubro de 2009 68
Figura 31 - Correlograma da primeira derivada nos diferentes comprimentos de onda com totais de sólidos em suspensão, transparência, clorofila *a* e carbono orgânico dissolvido no mês de março de 2010 (linha em vermelho – limite dos valores estatisticamente significativo, α=0,01) 69
Figura 32 – Diagramas de dispersão entre a variável limnológica Chl *a* e a primeira derivada em 613, 641, 660 e 685 nm no mês de março de 2010 70
Figura 33 – Remoção do contínuo nos espectros de reflectância do reservatório Passo Real 71
Figura 34 – Correlograma da remoção do contínuo nos diferentes comprimentos de onda com totais de sólidos em suspensão, transparência, clorofila *a* e carbono orgânico dissolvido no mês de outubro de 2009 (linha em vermelho – limite dos valores estatisticamente significativo, α=0,01) 72
Figura 35 – Diagramas de dispersão entre a variável limnológica Chl *a* e as profundidas de banda em 438, 615, 676 e 690 nm no mês de outubro de 2009 73
Figura 36 - Correlograma da remoção do contínuo nos diferentes comprimentos de onda com totais de sólidos em suspensão, transparência, clorofila *a* e carbono orgânico dissolvido no mês de março de 2010 (linha em vermelho – limite dos valores estatisticamente significativo, α=0,01) 74
Figura 37 – Diagramas de dispersão entre a variável limnológica Chl *a* e as profundidades de banda em 438 e 740 nm e entre a transparência e a profundidade de banda em 740 nm no mês de março de 2010 77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Comprimentos de onda das bandas de absorção e emissão de fluorescência dos pigmentos fitoplanctônicos 31
Tabela 2 - Mínimos, máximos e médias das variáveis limnológicas medidas no reservatório Passo Real em outubro de 2009 e março de 2010 58

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 13
1.1 Características gerais da área de estudo 15

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA 18
2.1 Fundamentos de limnologia 18
2.2 Princípios físicos do sensoriamento remoto 20
2.2.1 Sensoriamento remoto no estudo de ambientes aquáticos 21
2.3 Propriedades ópticas da água 24
2.3.1 Interação da radiação eletromagnética com a água 25
2.3.2 Resposta espectral da água pura 26
2.3.3 Resposta espectral da água de acordo com seus constituintes opticamente ativos 28
2.3.3.1 Totais de sólidos em suspensão 28
2.3.3.2 Fitoplâncton 30
2.3.3.3 Material orgânico dissolvido 33
2.3.4 Aquisição de dados espectrais em campo 35
2.4 Técnicas de análise de espectros reflectância 36
2.4.1 Análise derivativa 36
2.4.2 Remoção do contínuo 38

3 MATERIAIS E MÉTODOS 39
3.1 Períodos de análise e pontos amostrais 40
3.2 Coleta e processamento de dados espectrais em campo 41
3.2.1 Processamento dos dados espectrais 41
3.2.2 Suavização da curva espectral 41
3.2.3 Análise derivativa 42
3.2.4 Remoção do contínuo 42
3.3 Obtenção de dados de precipitação pluviométrica 43
3.4 Levantamento e determinação das variáveis limnológicas 43
3.4.1 Transparência da água 44
3.4.2 Totais de sólidos em suspensão 44
3.4.3 Clorofila *a* 45
3.4.4 Carbono orgânico dissolvido 45
3.5 Espacialização das variáveis limnológicas 46
3.6 Análise estatística dos dados espectrais e limnologicos 47

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES 49
4.1 Dados pluviométricos 49
4.2 Dados limnológicos 51
4.2.1 Clorofila *a* 51
4.2.2 Totais de sólidos em suspensão 52
4.2.3 Transparência da água 54
4.2.4 Carbono orgânico dissolvido 56
4.3 Discussão dos dados limnológicos 57
4.3.1 Relação das variáveis limnológicas com a cor da água 58
4.4 Reflectância da água e os componentes opticamente ativos 59

4.4.1 Espectros de reflectância de campo 60
4.4.2 Técnicas para extração de informações e análise de espectros 65
4.4.2.1 Primeira derivada 65
4.4.2.2 Remoção do contínuo 71

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS 76

6 REFERÊNCIAS 80

1 INTRODUÇÃO

O crescimento da população e a formação de grandes aglomerados urbanos e industriais no Brasil fizeram com que houvesse uma crescente necessidade de água para o abastecimento doméstico, industrial, irrigação e lazer, além de geração de energia. O volume e a diversidade de recursos de águas interiores no país são extremamente elevados e quase a totalidade das atividades humanas é cada vez mais dependente da disponibilidade das águas continentais (ESTEVES, 1998; TUNDISI *et al.* 2006-a).

A construção de represas proporciona o progresso com o aproveitamento e usos múltiplos dos recursos hídricos, porém, traz como consequência uma série de alterações e impactos de caráter hidrológico, principalmente na qualidade da água. O próprio crescimento populacional e industrial, favorecido pelo melhor suprimento de energia e de água na região, leva à produção de maiores volumes de esgotos domésticos e resíduos poluidores em geral, portadores de altas cargas de nutrientes orgânicos e minerais, e eventualmente substancias tóxicas. O veículo natural de escoamento dessas impurezas é a própria água dos rios e dos reservatórios, a qual terá forçosamente suas características físicas, químicas e ecológicas substancialmente modificadas, reduzindo a possibilidade de utilização de recursos hídricos (BRANCO e ROCHA, 1977; ESTEVES, 1998; COLLIER *et al*., 2000; TUNDISI *et al.* 2006-a).

Frente a este quadro aumenta a preocupação com o monitoramento da qualidade da água e identificação de pontos críticos a fim de subsidiar o planejamento de programas de conservação, gerenciamento e recuperação de lagos, represas, rios, pântanos, lagoas costeiras e outros corpos de águas interiores.

Para tanto, novas ferramentas capazes de auxiliar nesta tarefa se tornam necessárias. Novo (2008) ressalta que o sensoriamento remoto fornece dados de grande utilidade para diversas aplicações dentre as quais destaca a limnologia, ao auxiliar na caracterização da vegetação aquática, identificação de tipos de água e avaliação do impacto do uso da terra em sistemas aquáticos.

Um dos principais interesses no uso de produtos de sensoriamento remoto em ambientes aquáticos é verificar a variação espacial e temporal da composição da água, possibilitando investigar a origem e o deslocamento de substâncias específicas em suspensão ou dissolvidas na água. Sedimentos em suspensão, pigmentos fotossintetizantes, matéria orgânica dissolvida e as moléculas de água em si, são os principais agentes que regem as

propriedades ópticas inerentes da água e, portanto, são chamados de constituintes opticamente ativos (COAs) (RUDORFF *et al.*, 2007; JENSEN, 2009).

Tendo em vista o grande potencial de uso do sensoriamento remoto aliado aos estudos de ambientes aquáticos, o tema central da presente Dissertação de Mestrado refere-se ao estudo da reflectância espectral do reservatório da Usina Hidrelétrica Passo Real, localizada na região centro-norte do Estado do Rio Grande do Sul. Corazza (2010) salienta que além das respostas espectrais obtidas *in situ* com uso de um espectrorradiômetro de campo, faz-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 Usina Hidrelétrica de Passo Real é a segunda na ordem dos reservatórios em cascata do Rio Jacuí, considerando-se o sentido das águas. O Reservatório Passo Real é considerado o maior lago artificial do Rio Grande do Sul e está localizado em uma das principais bacias hidrográficas do estado, a Bacia Hidrográfica do Rio Jacuí, no centro-norte do estado. Nas áreas de entorno do Reservatório Passo Real está presente a pecuária e, principalmente, o uso intensivo do solo para agricultura (COAJU, 2009).

Utilizando dados de sensoriamento remoto, Pereira Filho e Galvão (1997) identificaram um aumento na reflectância da água na faixa do vermelho do espectro eletromagnético para o reservatório Passo Real. Os autores identificaram a significativa relação entre a radiometria de campo e a dados do Landsat 5/TM com influência principalmente na banda 3. Estes autores observaram variação do comprimento de onda de máxima reflectância. Esta variação foi relacionada com os compartimentos aquáticos do reservatório, sendo que aqueles localizados em bacias hidrográficas onde é praticado o plantio direto apresentaram picos de reflectância na faixa verde do espectro, o que indica maior presença de clorofila em relação aos totais de sólidos em suspensão.

No estudo realizado por Trentin (2009) é demonstrada a associação entre a transparência da água e a presença de sólidos em suspensão no reservatório, possibilitando a diferenciação de compartimentos aquáticos. Os resultados apontam que as características espectrais da água estão diretamente relacionadas com a transparência da água e a presença de sólidos em suspensão, e estas variáveis interferem e definem as características de maior ou menor penetração da luz no corpo d’água, resultando na absorção ou espalhamento da energia eletromagnética que origina a resposta espectral da água.

Mediante as proposições de estudo, a relevância do presente trabalho reside na possibilidade de contribuir com a geração de dados sobre a qualidade da água do reservatório

Passo Real, visando a conservação dos recursos hídricos e vida útil do reservatório, por meio da análise das características espectrais e limnológicas do ambiente aquático.

Nesse sentido, o objetivo geral desta pesquisa consiste na análise da influência dos constituintes opticamente ativos na reflectância espectral da água do reservatório Passo Real. Os objetivos específicos são:

- Caracterizar a variação temporal e a distribuição espacial das variáveis limnológicas: totais de sólidos em suspensão, clorofila *a*, carbono orgânico dissolvido e transparência da água, relacionadas à precipitação pluviométrica.

- Analisar a influência dos constituintes opticamente ativos na resposta espectral da água do reservatório.

- Verificar o potencial de utilização das técnicas primeira derivada e remoção do contínuo para a extração de informações em espectros de reflectância e identificação de comprimentos de onda com melhor correlação com as variáveis limnológicas.

1.1 Características gerais da área de estudo

No Rio Grande do Sul foram construídas cinco usinas hidrelétricas no alto curso do Rio Jacuí, com intuito de aproveitar seu potencial hidráulico. A Usina Hidrelétrica (UHE) Ernestina foi a primeira a ser concluída (1954). Para atender a demanda energética ainda foram construídas a UHE Jacuí (1963), Passo Real (1973), Itaúba (1978) e Dona Francisca (2000). O maior reservatório do Sistema Jacuí é o da Usina Hidrelétrica Passo Real (Figura 1) com 233,4 Km² (COAJU, 2010).

A Usina Hidrelétrica Passo Real possui uma potência instalada de 158.000 kW distribuídos em 2 geradores de 79.000 kW e sua localização geográfica fica no município de Salto do Jacuí/RS. Com um perímetro de 578 Km, o reservatório atinge áreas territoriais na sua margem direita dos Municípios de Selbach, Ibirubá, Quinze de Novembro, Fortaleza dos Valos e Salto do Jacuí e margem esquerda: Alto Alegre, Campos Borges, Jacuizinho e Salto do Jacuí. A barragem é do tipo gravidade/enrocamento com núcleo de argila com extensão 3.800m (COAJU, 2009).

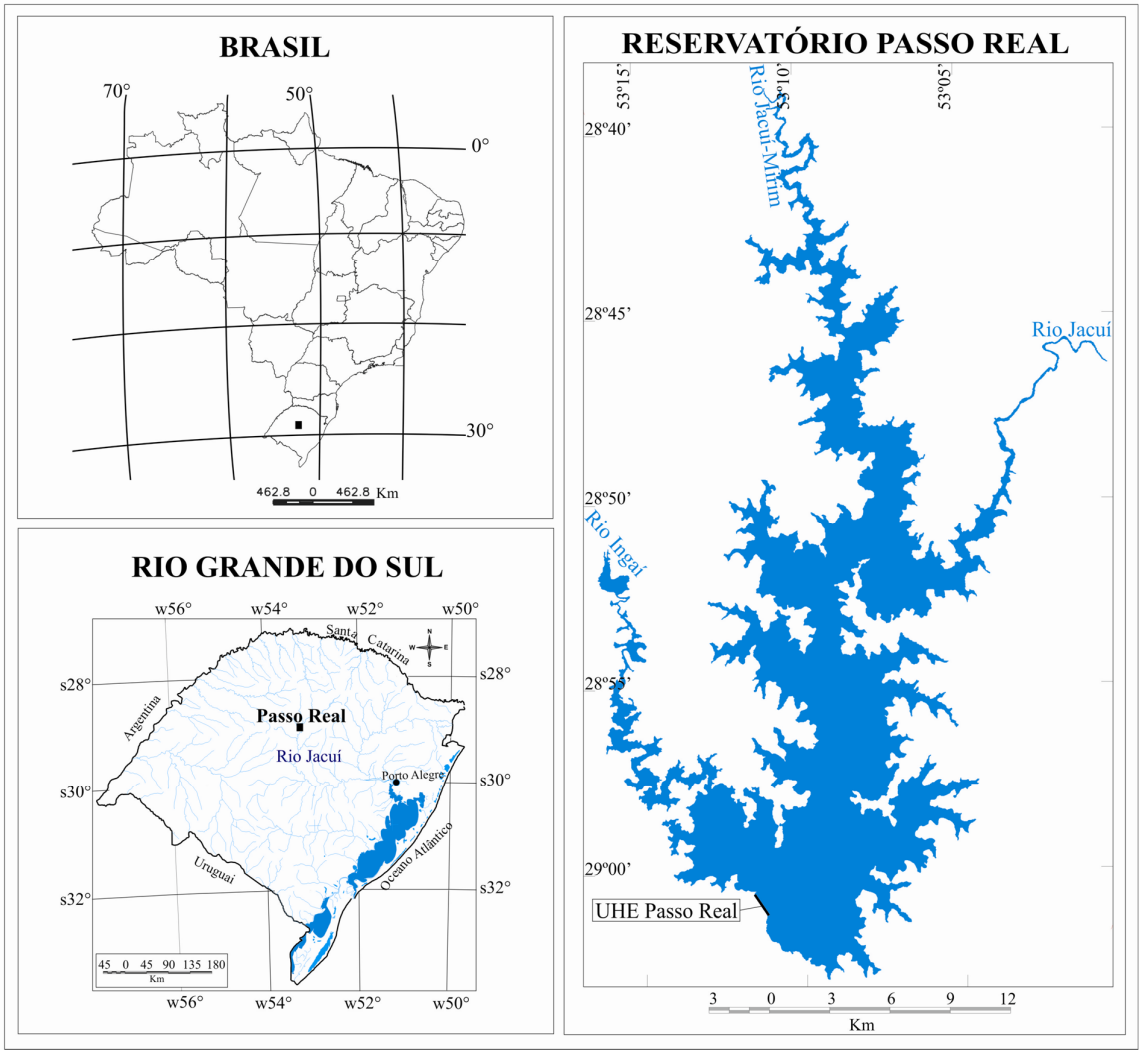

Figura 1 – Localização do reservatório Passo Real.

No reservatório Passo Real a área correspondente à faixa de 100m de seu entorno apresenta-se ocupada de maneira intensiva por atividades agropecuárias. Ocorre também, a presença de ocupação residencial, predominantemente com fins de lazer (Figura 2). A região que compreende a área do reservatório tem sua economia baseada no setor primário, especificamente na produção do trinômio trigo-milho-soja. A cultura desse trinômio agrícola ganha destaque no entorno do reservatório Passo Real que, graças ao potencial agrícola dos solos, é extensamente desenvolvida. A aveia, em muitas áreas, também é cultivada, mas seu destino é basicamente para alimentação animal, assim como o milho. Praticadas em menor escala, mas apontadas como atividades em crescimento, ocorrem a fruticultura, principalmente de caqui, pêssego, pêra, tangerina, além da produção de fumo e de tomate (CEEE-GT, 2009).

O Ministério Público do Estado do Rio Grande do Sul, em seu relatório “Análise das características da Bacia Hidrográfica do Alto Jacuí, utilizando imagens do satélite CBERS” afirma que as margens do reservatório da UHE Passo Real apresentam poucos remanescentes de mata ciliar pelo uso intensivo do solo com agricultura e pastagem, próximo aos corpos hídricos. O relatório ainda sugere como uma das prioridades de ação, avaliar a qualidade da água do reservatório (MPRS, 2008).

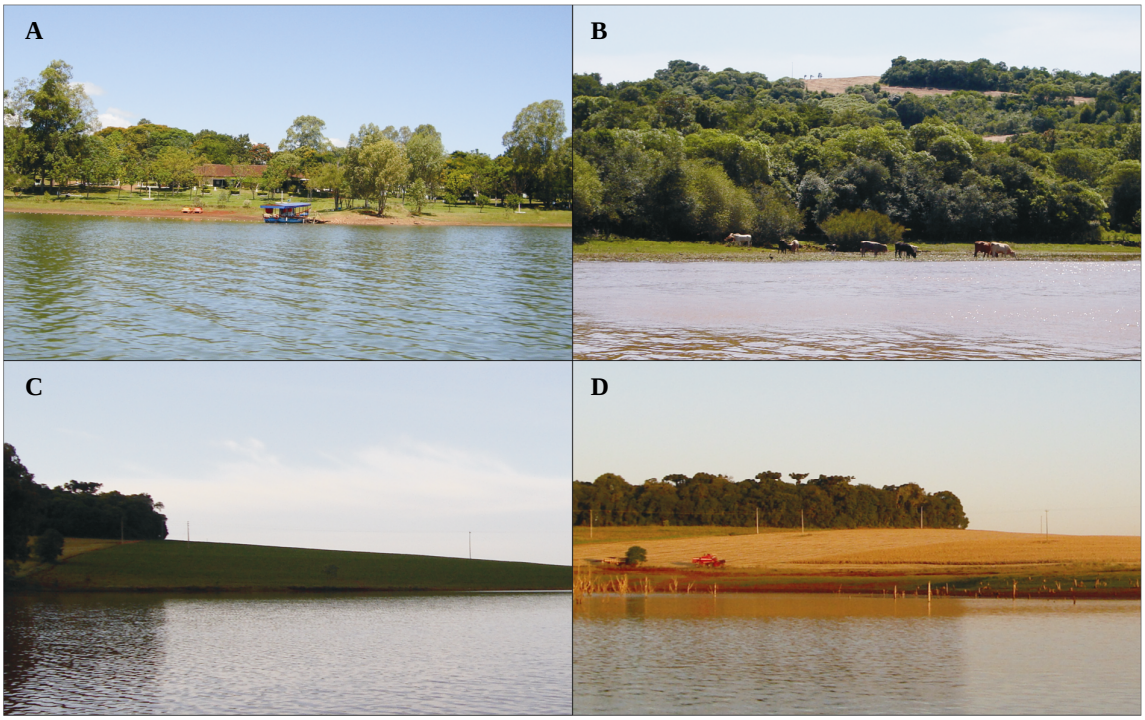

Figura 2 – Usos e coberturas do entorno do reservatório Passo Real: A- Residência para fins de lazer, B- Gado nas margens do reservatório, C e D - Lavouras de soja.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Fundamentos de limnologia

A limnologia pode ser definida como o ramo da ciência relacionada com a produtividade biológica das águas continentais e todas as influencias causadas pelo meio. A expressão “produtividade biológica” inclui seus aspectos qualitativos e quantitativos, como seu aspecto atual e suas potencialidades; as “águas continentais” se referem a todos os tipos de águas superficiais do continente como: rios ou lagos, doces ou salgados; e as “influências causadas pelo meio” englobam todos os fatores físicos, químicos, biológicos, meteorológicos, entre outros (WELCH, 1952).

Segundo Tundisi e Tundisi (2008), limnologia é o estudo científico do conjunto das águas continentais em todo o Planeta, incluindo lagos de água doce e lagos salinos no interior dos continentes, rios, lagoas, estuários, represas, pântanos e todas as interações físicas, químicas e biológicas nesses ecossistemas. Os estudos limnológicos são fundamentais para a implantação de medidas de planejamento e gerenciamento de recursos hídricos, bem como para um melhor acompanhamento de ações de conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos continentais.

Limnologia pode ser definida de diversos modos, mas é importante reconhecer que a disciplina envolve o estudo das inter-relações estruturais e funcionais de organismos de águas interiores, e ainda sua dinâmica física, química e ambiente biótico. O que impulsiona os estudos limnológicos nos últimos tempos é o aumento significativo da degradação dos ecossistemas de águas interiores, principalmente pelos despejos de vários tipos de resíduos e por efeito do desmatamento das bacias hidrográficas. Deve-se levar em conta que o manejo adequado desses ecossistemas é importante para um melhor aproveitamento dos recursos existentes em lagos, rios e represas (ESTEVES, 1998; WETZEL, 2001; TUNDISI e TUNDISI, 2008).

Entre as águas continentais estudadas pela limnologia, os rios, lagos e represas se diferem. Os rios, pela declividade de seus leitos, apresentam um fluxo de água contínuo da nascente até a foz. Nos lagos, ao contrário, não há um fluxo de água contínuo, uma vez que a água encontra-se em depressões fechadas. O estudo de represas difere pelo fato de serem construções mais recentes, apresentam características peculiares, com um fluxo contínuo e,

em muitos casos, variações de nível muito grande, o que reflete na estrutura ecológica do sistema. Portanto, represas possibilitam uma importante comparação teórica qualitativa e quantitativa com lagos naturais (BIDONE e BENETTI, 1993; TUNDISI e TUNDISI, 2008).

A exploração dos recursos hídricos para produção de energia, biomassa, irrigação e suprimento de água para os grandes centros urbanos demanda uma forte articulação entre a base de pesquisa, conhecimento científico acumulado e as ações de gerenciamento e energia. Sem essa articulação que leve em conta a qualidade da água, muito pouco avanço conceitual pode ser realizado. Além disso, é preciso analisar não somente o sistema aquático, mas a bacia hidrográfica na qual ele se insere e os usos dessa unidade bacia-rio-lago ou reservatório (TUNDISI *et al.* 2006-b).

Nas últimas décadas, a limnologia no Brasil assume cada vez mais o caráter experimental em suas pesquisas. A limnologia fornece, com pesquisas sobre a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, subsídios indispensáveis para as diversas formas de manejo destes ecossistemas e de suas espécies. Contribui com a recuperação de ambientes aquáticos continentais seriamente comprometidos, principalmente nas regiões onde são fontes de abastecimento. Este comprometimento geralmente é resultante de fenômenos de eutrofização artificial, poluição e uso indevido de suas margens e da bacia de drenagem (ESTEVES, 1998; TUNDISI e TUNDISI, 2008).

Sendo assim, a contínua interferência das atividades humanas em sistemas aquáticos continentais produz impactos diretos ou indiretos, com consequência para a qualidade da água, a biota aquática e o funcionamento de lagos, rios e represas. Dessa maneira, a necessidade de estudos para melhor utilização racional dos recursos hídricos torna-se mais evidente (WETZEL, 2001).

Diante destes fatos, a limnologia tem papel central no mundo contemporâneo, pois os estudos limnológicos são fundamentais para a implantação de medidas de planejamento e gerenciamento de recursos hídricos, somadas a um melhor acompanhamento de ações de conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos continentais. Um dos campos de atuação mais antigos da limnologia e dos mais importantes nos tempos atuais refere-se às pesquisas sobre o metabolismo dos ecossistemas aquáticos continentais. Estas pesquisas possibilitam, por exemplo, o conhecimento da estrutura e do funcionamento destes ecossistemas, viabilizando, portanto o seu manejo e a máxima produtividade (ESTEVES, 1998; TUNDISI e TUNDISI, 2008).

As pesquisas sobre o metabolismo dos ecossistemas aquáticos continentais podem ser realizadas em três etapas: etapa de análise, etapa de síntese e etapa holística. A etapa de

análise possibilita o conhecimento da estrutura do ecossistema através de investigações das variáveis limnológicas, tais como: pH, condutividade elétrica, ventos, concentração de nutrientes, penetração da radiação solar, análise quantitativa e qualitativa das comunidades animais e vegetais, dentre outras. Na etapa de síntese são pesquisadas principalmente as trocas de energia e matéria entre os diferentes compartimentos (região limnética, litorânea e bentônica), assim como entre seus componentes. Na fase holística, as pesquisas concentram-se nas interações entre o ecossistema aquático e adjacente, ou seja, o ecossistema não é visto isoladamente, mas sim como elemento de sua paisagem circundante, a fim de compreender os processos que ocorrem nos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1998).

2.2 Princípios físicos do sensoriamento remoto

Novo (2008) define sensoriamento remoto como a utilização conjunta de sensores, equipamentos para processamento, equipamentos para transmissão de dados colocados a bordo de aeronaves, espaçonaves, ou outras plataformas, com o objetivo de estudar eventos, fenômenos e processos que ocorrem na superfície do planeta Terra a partir do registro e da análise das interações entre a radiação eletromagnética e as substâncias que os compõem em suas mais diversas manifestações.

A radiação eletromagnética é o meio pelo qual a informação é transferida do objeto ao sensor. Pode ser definida como uma forma dinâmica de energia que se manifesta a partir de sua interação com a matéria. Para o sensoriamento remoto da superfície terrestre a principal fonte de radiação eletromagnética é o Sol. O olho humano é um detector sensível da radiação eletromagnética, entretanto, para construir sensores e transformar a energia radiante em informações sobre as propriedades dos alvos, precisamos de modos mais objetivos de medir o fluxo radiante de energia que deixa um corpo e atinge um sensor (MOREIRA, 2005; NOVO, 2008).

A radiometria espectral, ou seja, a medida quantitativa da intensidade de radiação é uma das mais importantes do sensoriamento remoto. É por meio destas medidas radiométricas, obtidas em campo ou laboratório que se conhece com qual intensidade cada alvo natural (rochas, vegetação, solo e água) reflete a radiação eletromagnética nos diferentes comprimentos de onda do espectro (MENESES, 2001; NOVO, 2008).

Novo (2008) aponta que as principais grandezas em sensoriamento remoto referem-se à irradiância, radiância, absortância, reflectância e transmitância. A irradiância consiste no fluxo de energia incidente sobre uma superfície por unidade de área. A radiância corresponde

ao fluxo radiante por unidade de ângulo sólido que deixa uma fonte em uma dada direção por unidade de área.

A taxa temporal do fluxo de energia em direção a, para fora de, ou através de uma superfície é chamada de fluxo radiante. As características do fluxo radiante e o que acontece com ele quando interage com a superfície da Terra é de grande importância para o sensoriamento remoto, pois através disso, é possível obter importantes informações sobre o terreno (JENSEN, 2009).

Ao incidir sobre o alvo, o fluxo radiante pode apresentar três formas de interação: absortância, reflectância e transmitância. A absortância corresponde à razão entre o fluxo de energia absorvido e a energia incidente sobre uma superfície. A reflectância se refere a razão entre o fluxo refletido e o fluxo incidente sobre a superfície. E a transmitância é dada pela razão entre o fluxo de energia transmitido pelo fluxo incidente sobre uma superfície (NOVO, 2008; JENSEN, 2009).

Os objetos da superfície terrestre como a vegetação, a água e o solo refletem, absorvem e transmitem a radiação eletromagnética em proporções que variam com o comprimento de onda, de acordo com as suas características bio-físico-químicas. As variações da energia refletida pelos objetos podem ser representadas através de curvas de reflectância. Devido a essas variações é possível distinguir os objetos da superfície terrestre nas imagens de sensores remotos. As representações dos objetos nessas imagens variam do branco (quando refletem muita energia) ao preto (quando refletem pouca energia) (FLORENZANO, 2002).

A reflectância espectral pode ser medida a grandes distâncias usando sistemas multiespectrais de sensoriamento remoto ou com o uso de um espectrorradiômetro a poucos centímetros do alvo. Os padrões das respostas de reflectância dos diferentes tipos de materiais são obtidos pela medida da intensidade da radiação eletromagnética por comprimento de onda refletida dos objetos. Essas medidas são normalmente apresentadas na forma de gráficos denominados curvas espectrais de reflectância. (MENESES, 2001; JENSEN, 2009).

2.2.1 Sensoriamento remoto no estudo de ambientes aquáticos

Um dos grandes desafios da ecologia aquática hoje é conhecer o funcionamento de base dos ecossistemas aquáticos e compreender suas respostas decorrentes de perturbações introduzidas pelas atividades humanas, de modo a prever o impacto dessas sobre suas condições de sustentabilidade em médio e longo prazo.

Diante de problemas como este, a utilização de recursos de sensoriamento remoto para auxiliar no monitoramento da qualidade das águas superficiais de mananciais de usos múltiplos, desponta como instrumento de grande interesse por parte da sociedade como um todo, uma vez que permite monitorar e controlar a qualidade de um recurso natural de vital importância para as condições de saúde pública. Principalmente no caso de lagos naturais e reservatórios hidrelétricos, que por serem sistemas de transição entre ambientes aquáticos lênticos e lóticos, apresentam maior tempo de residência das águas e tamanho adequado para os recursos de sensoriamento remoto mais disponíveis (NOVO, 2005).

Rudorff (2006) avalia que o sensoriamento remoto tem contribuído na realização de estudos de ambientes aquáticos, ajudando a entender as complexidades do ecossistema e suas interações. Estudos da variação espacial e temporal da qualidade da água são possíveis com o uso do sensoriamento remoto, pois essa tecnologia permite identificar a gênese e o deslocamento de substâncias específicas em suspensão ou dissolvidas na água.

A demanda por informação contínua, incluindo as questões ambientais, está crescendo constantemente. Somente o registro das condições de um ambiente, durante um espaço de tempo maior, permite calcular ou derivar tendências da sua variabilidade natural em relação complexa com os diferentes fatores naturais ou humanos que influenciam estas tendências. Essas exigências estão associadas não somente a uma elevada repetição temporal e espacial, mas, em paralelo, à disponibilidade de satélites e sensores adequados (FICHTELMANN *et al.*, 2005).

Os sistemas de sensoriamento remoto disponíveis atualmente fornecem dados consistentes da superfície terrestre de grande utilidade para diversas aplicações, dentre as quais se destacam: urbanas, agrícolas, geológicas, ecológicas, florestais, cartográficas, oceanográficas, hidrológicas e limnológicas. O sensoriamento remoto representa uma ferramenta importante para a obtenção de dados básicos e espaciais, na realização de tarefas de proteção do ambiente natural, bem como para decisões de planejamento, fornecendo estruturas básicas para a observação do meio (NOVO, 2008).

Há uma década, ao fazer um levantamento bibliográfico sobre as aplicações de sensoriamento remoto, era evidente a menor quantidade de trabalhos relacionados a estudos de sistemas aquáticos em relação àqueles voltados às aplicações terrestres. Dentre os motivos, destaca-se o sensoriamento remoto ser uma tecnologia recente até então e os sistemas ópticos eram muito afetados pela cobertura de nuvens, sendo uma razão pela pequena aplicação (NOVO, 2001). Contudo houve um maior progresso nesta aplicação com o avanço tecnológico e novos sensores, fazendo com que os dados de sensoriamento remoto sejam de grande utilidade em pesquisas de estimativas de parâmetros sobre qualidade da água, no planejamento

de estratégias de amostragem dos sistemas aquáticos e na integração dos dados e espacialização das informações obtidas em campo (RUDORFF, 2006).

Os fenômenos hidrológicos diferenciam-se espacial e temporalmente e desta forma, as técnicas convencionais de coleta de dados como amostragens são limitadas, pois permitem a geração apenas de informações pontuais. A conjunção das duas perspectivas (composição das águas e pressões humanas) possibilita ao planejador fundamentar melhor a definição das estratégias para a conservação dos recursos hídricos, superando as limitações da abordagem do dado pontual. Nesse contexto, os dados de sensoriamento remoto podem ser de grande utilidade uma vez que permitem estender informações pontuais para um contexto espacial mais amplo e fornecer subsídios para uma distribuição racional de postos de coleta de dados hidrológicos (NOVO, 1998; SANTOS, 2004).

As interferências naturais e humanas que ocorrem em uma bacia hidrográfica influenciam nas condições ambientais de um lago fluvial. Sendo assim, o sensoriamento remoto tem contribuído na realização de estudos de ambientes aquáticos, ajudando a entender as complexidades de um ecossistema e suas interações. Estudos da variação espacial e temporal da qualidade da água são possíveis com o uso do sensoriamento remoto, pois essa tecnologia permite identificar a gênese e o deslocamento de substâncias especificas em suspensão ou dissolvidas na água (RUDORFF, 2006).

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 plantas aquáticas, a quantidade de sólidos em suspensão, os níveis de clorofila e a transparência da água, visto que tais parâmetros alteram a coloração da água (NOVO, 1988).

Florenzano (2002) destaca que o que ocorre no ambiente aquático é em grande parte, reflexo do que ocorre no seu entorno. Uma forma de avaliação dos cursos de água é comparar a característica da composição natural das águas pelos parâmetros físico-químico-biológicos com as atividades de borda e vizinhança do curso d’água e seu potencial de induzir impactos (SANTOS, 2004). Sendo de suma importância identificar a influência que existe entre as características da água de ambientes lênticos e a utilização dos recursos hídricos e naturais em seu entorno.

A precipitação pluviométrica pode ser um forte elemento natural de degradação, sempre associado à erosão dos solos e consequentemente, alterando a topografia do local, ou de uma bacia hidrográfica. O total pluviométrico do local associado ao uso da terra poderá apresentar forte influência nos sólidos em suspensão de corpos de água, alterando a

reflectância da água pura. Neste contexto, a utilização de sensoriamento remoto para o estudo da qualidade da água fundamenta-se no fato de que elementos, tais como material orgânico e inorgânico em suspensão e dissolvido, alteram as características espectrais da água pura (RUDORFF, 2006).

2.3 Propriedades ópticas da água

A radiação solar é vital para o metabolismo de ambientes aquáticos, quase toda a energia que dirige e controla o metabolismo de reservatórios é derivada da energia solar. A radiação eletromagnética incidente sobre a superfície da água não penetra completamente, uma parcela significativa é refletida e retroespalhada. Dentro do corpo d'água, a luz é atenuada rapidamente com o aumento da profundidade de absorção e mecanismos de dispersão. A absorção é influenciada pela estrutura molecular da água propriamente dita, através de partículas suspensas na água e particularmente por compostos orgânicos dissolvidos. O resultado é uma absorção seletiva e atenuação da energia luminosa com o aumento da profundidade, influenciada por um conjunto de características físicas, químicas e bióticas da água (WETZEL, 2000).

A interpretação da resposta espectral da água em relação aos demais alvos naturais é de grande diferença e complexidade, pois a energia refletida pela água é consideravelmente menor que os demais alvos, sendo o fator de maior relevância para estudos por imagens de satélite. A interpretação dos dados torna-se mais complexa pela interferência atmosférica na região de maior penetração de luz na água, a trasmitância variável e alta em função das diferentes profundidades, componentes opticamente ativos da água apresentarem espectros semelhantes e à reflectância da superfície da água que é mais elevada que a do volume e afetada por outros fatores (NOVO, 2008).

Outra peculiaridade da aplicação de sensoriamento remoto no estudo de sistemas aquáticos é que o mesmo encontra-se limitado a uma faixa relativamente estreita do espectro eletromagnético em comparação com os demais alvos terrestres. Isto se deve a uma combinação de fatores: a baixa irradiância solar na superfície terrestre em comprimentos de onda menores que 400 nm, e a combinação da baixa energia solar com o abrupto aumento de absorção da energia eletromagnética pela água em comprimentos de onda maiores que 850 nm. Então, devido às restrições acima, a faixa entre 400 nm e 850 nm é normalmente

escolhida por pesquisadores para desenvolvimento de métodos para estimativa de parâmetros de qualidade de água por sensoriamento remoto (DEKKER, 1993; BARBOSA, 2005).

Devido à complexidade da extração de informações de ambientes aquáticos a partir de sensoriamento remoto é necessária uma melhor compreensão dos processos de interação da energia eletromagnética com a água e seus constituintes opticamente ativos.

2.3.1 Interação da radiação eletromagnética com a água

De acordo com Jensen (2009), o total da radiação (Lt) de um corpo d'água registrado por um sensor é uma função da energia eletromagnética proveniente de quatro componentes: radiação atmosférica, radiação de superfície, radiação volumétrica e radiação de fundo (Figura 3).

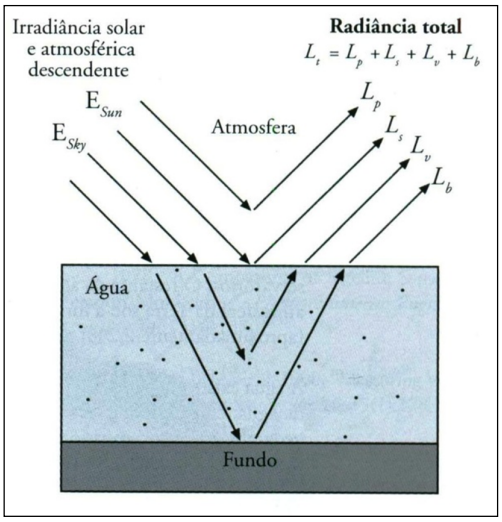

Figura 3 – Formas de interação da energia eletromagnética incidente em um corpo d'água.
Fonte: Jensen (2009).

Jensen (2009) ainda explica que a *radiação atmosférica* (L_p) é a porção de radiação registrada por um sensor remoto resultante da radiação solar direta do Sol e espalhada pelas nuvens e gases da atmosfera, que não atinge a superfície, consistindo em ruído atmosférico. A *radiação de superfície* (L_s) é a parte da irradiação solar e atmosférica que atinge a superfície da água e penetra cerca de 1 mm da coluna d'água, sendo responsável pela reflexão especular, quando o ângulo zenital solar e o ângulo de visada do sensor forem aproximados ou idênticos. A *radiação volumétrica* (L_v) é a parte da irradiação proveniente do Sol e da atmosfera que penetra a interface ar-água e interage com os constituintes opticamente ativos da água sem

interagir como fundo. E a *radiação de fundo* (L_b) consiste na irradiação que penetra a água, alcança o fundo e é propagada de volta à superfície.

Quando o interesse da pesquisa é identificar os constituintes orgânicos e inorgânicos na água (sedimentos em suspensão ou clorofila *a*) deve-se isolar a radiância volumétrica de superfície (L_v) calculada pela Equação 1.

$$L_v = L_t - (L_P + L_s + L_b) \quad (1)$$

Para isso envolve-se uma cuidadosa correção radiométrica dos dados do sensor remoto, eliminando a atenuação atmosférica (L_p), reflexões da superfície (L_s) e a reflectância de fundo (L_b) (NOVO, 2001; JENSEN, 2009).

2.3.2 Resposta espectral da água pura

Ao conduzir uma investigação de sensoriamento remoto em ambientes aquáticos é muito útil entender o comportamento espectral da água a partir da água pura, que seletivamente absorve e/ou reflete a radiação incidente. A luz incidente na coluna d'água é afetada quando a água não é pura, ou seja, contém materiais orgânicos e inorgânicos, ocorrendo espalhamento da radiação eletromagnética, enquanto que a matéria dissolvida ocasiona o efeito de absorção. Dessa forma, a reflectância de um dado sistema aquático contém informações sobre a concentração e o tipo de componentes opticamente ativos no volume da água, que podem ser relacionados com dados obtidos em campo (STURM, 1980; NOVO, 1988; KIRK, 1994; JENSEN, 2009).

A Figura 4 mostra a variação espectral dos coeficientes de absorção e de espalhamento da água pura. Percebe-se que o coeficiente de absorção da água pura é mínimo na região compreendida entre 400 e 600 nm, aumentando rapidamente na região do infravermelho próximo. O coeficiente de espalhamento da água pura, ao contrário, é máximo na região do azul e decresce exponencialmente em direção ao infravermelho. Se o espectro de reflexão da água pode ser estimado pela razão absorção/espalhamento (*B/A*), pode-se concluir que a energia refletida pela água pura é máxima na região do azul e decresce em direção ao vermelho (NOVO, 2001; BARBOSA, 2005).

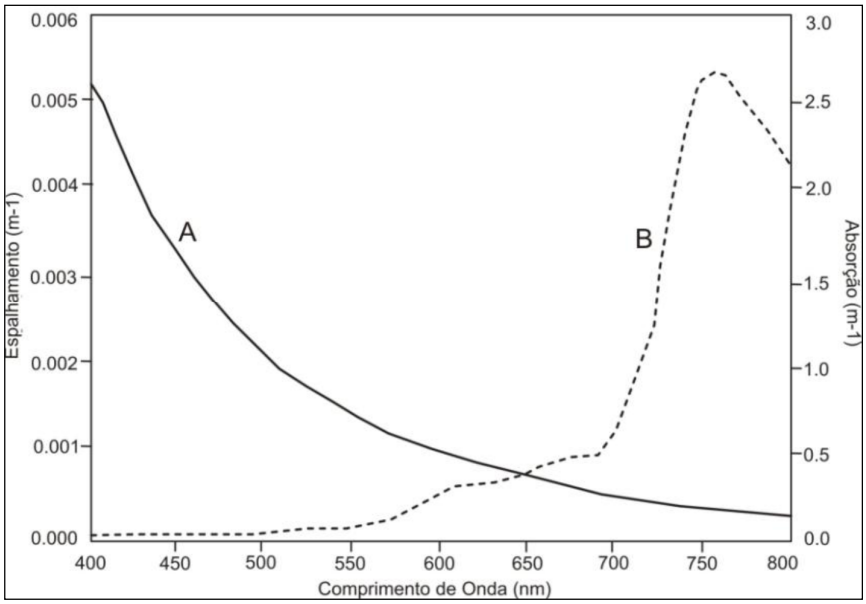

Figura 4 - Coeficiente de espalhamento (A) e de absorção (B) da água pura.
Fonte: Dekker (1993).

Em relação aos coeficientes de absorção e espalhamento da água, Novo (2001) explica que são afetados pelo tipo, concentração e composição de substâncias presentes no corpo d'água, que em diferentes composições apresentarão diferenças sensíveis em sua cor e, portanto, em seus espectros de reflectância. Se conhecidos os efeitos que os diferentes componentes exercem sobre os coeficientes de absorção e espalhamento do corpo d'água é possível inferir algumas de suas propriedades com variações de cores, consequentemente na reflectância.

Pode-se concluir que o fluxo radiante que atravessa a interface ar-água esta sujeito a dois processos básicos: absorção e/ou espalhamento. Os coeficientes de absorção e espalhamento são conhecidos como propriedades opticamente inerentes, ou seja, são propriedades que dependem somente do meio aquático e seus valores são definidos pela concentração e tipo de substâncias opticamente ativas presentes do corpo d'água. As substâncias opticamente ativas são aquelas que podem afetar o espectro de absorção e espalhamento da água pura (NOVO, 2001). Estudos relatados por Kirk (1994) mostraram a relação entre as propriedades ópticas inerentes e aparentes. De acordo com esses estudos existe correlação entre a razão das irradiâncias ascendentes e descendentes e o coeficiente de retroespalhamento e de absorção pelo corpo d'água.

O efeito das diferenças entre as composições das substâncias opticamente ativas presentes na água resulta em propriedades ópticas inerentes de absorção e o espalhamento da

radiação eletromagnética, indicando a distinção de assinaturas espectrais para cada tipo de água. Os coeficientes são influenciados tanto pelas próprias moléculas de água como pelas substâncias húmicas dissolvidas, organismos clorofilados e partículas em suspensão (ESTEVES, 1998; TRENTIN, 2009).

2.3.3 Resposta espectral da água de acordo com seus constituintes opticamente ativos

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 clorofila *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 (CORAZZA, 2010).

2.3.3.1 Totais de sólidos em suspensão

O total de sólidos em suspensão (TSS) é todo o material particulado em suspensão na água e que não passa por um filtro de 0,45 μm. Entre os constituintes de um corpo d´água, o TSS é o componente de maior peso no comportamento óptico da água. O TSS na água é composto por dos tipos de sedimentos, os sólidos orgânicos em suspensão (SOS) e os sólidos inorgânicos em suspensão (SIS). Os sólidos orgânicos são compostos principalmente por fitoplâncton e matéria orgânica particulada e os sólidos inorgânicos por partículas minerais, principalmente silte e argila (TCHOBANOGLOUS e SCHROEDER, 1987; ESTEVES, 1998; BARBOSA, 2005).

A Figura 5 ilustra a reflectância espectral da água clara (pura) e da água com concentrações variáveis de sedimentos em suspensão oriundos de solo siltoso. A reflectância da água clara diminui continuamente após 650 nm devido à absorção da REM pela coluna d’água. O aumento da concentração de sedimentos resulta em um aumento na reflectância na faixa entre 350 e 850 nm. Podem-se notar as seguintes feições nesta resposta espectral: um crescimento rápido da reflectância entre 400 e 550 nm, seguida por uma alta reflectância na

faixa entre 550 e 650 nm; estas feições estão associadas ao espalhamento devido ao material particulado presente no sedimento e à baixa absorção pela água da energia eletromagnética nesta região; um decréscimo rápido entre 650 e 700 nm devido ao forte aumento de absorção da água nesta região; um pequeno pico de reflectância entre 780 e 800 nm; faixa correspondente a uma região de absorção mínima da água pura, e o pico de reflectância deve-se a uma menor atenuação da energia eletromagnética, antes e depois de ser espalhada pelas partículas em suspensão (BARBOSA, 2005; JENSEN, 2009).

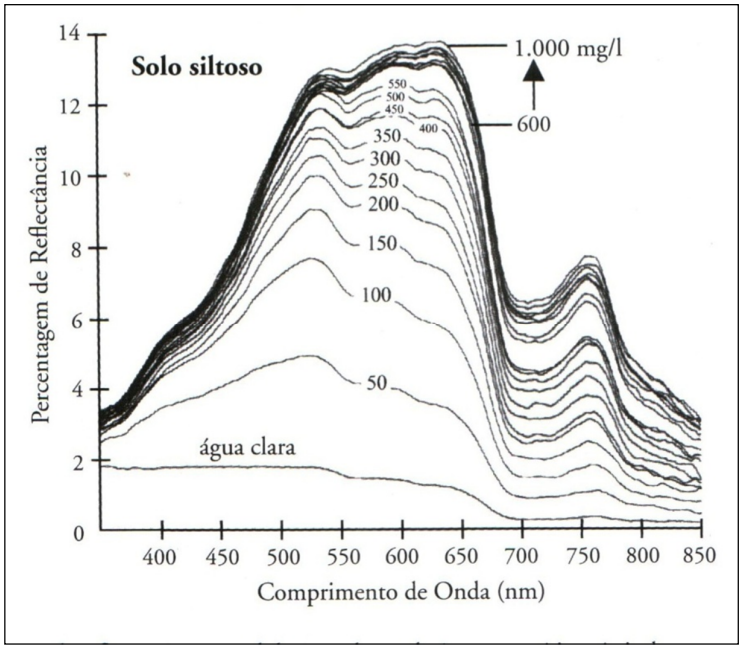

Figura 5 – Medidas *in situ* de reflectância espectral da água clara e de água com vários níveis de concentração de sedimentos em suspensão de solo siltoso.
Fonte: Jensen (2009).

Diversos autores demonstram a existência de uma relação entre a profundidade do disco de Secchi (placa circular que é introduzida na água até que não possa ser mais vista) e a concentração de sólidos em suspensão, que pode ser correlacionada com dados de sensoriamento remoto (BRAGA, 1999; WACHHOLZ *et al.*, 2007). A reflectância espectral dos sedimentos em suspensão na água é uma função da quantidade e das características do material na água. A transparência da água é medida *in situ* usando um disco de Secchi, quanto maior for a quantidade de sedimentos em suspensão, menor será a profundidade Secchi, isto é, a placa deixa de ser vista rapidamente (DEKKER, 1993; JENSEN, 2009).

2.3.3.2 Fitoplâncton

O fitoplâncton é um grupo heterogêneo composto principalmente por algas fotossintetizantes que se distribui por grande parte dos ambientes marinhos e aquáticos continentais. Nestes ambientes, é o principal responsável pela captação de energia eletromagnética, produzindo oxigênio durante o processo fotossintético. Todo o fitoplâncton em corpos d'água contém o pigmento fotossinteticamente ativo clorofila *a*, embora as clorofilas *b*, *c*, *d* e mesmo *e* podem estar presentes em várias profundidades (ARRAUT *et al*., 2005; JENSEN, 2009; CORAZZA, 2010).

Conforme Esteves (1998), as cianobactérias (cianofíceas) podem ser encontradas em todos os biótopos de um sistema lacustre, pois são capazes de sofrer adaptações cromáticas quando ocorrem mudanças qualitativas e quantitativas de radiação. Esta adaptação permite que a alga, em determinadas condições de radiação, realize o máximo de assimilação e, consequentemente, obtenha o máximo de produtividade. As cianofíceas lacustres planctônicas têm nos vacúolos gasosos uma das principais adaptações à flutuação. Muitas espécies, quando em condições favoráveis, crescem em altas densidades, fenômeno este denominado floração de algas, que ocorre em dias quentes e calmos principalmente em lagos eutrofizados (com grandes quantidades de nutrientes). Durante a floração, as algas localizam-se principalmente nas camadas superficiais da coluna d'água.

A estrutura e distribuição de biomassa de populações fitoplânctonicas em ecossistemas aquáticos são dinâmicas. Uma compreensão da estrutura da comunidade depende da capacidade de sua distribuição espacial e temporal. Sendo a clorofila um dos principais responsáveis pela fotossíntese, as medições das concentrações de pigmentos fotossintéticos de algas e cianobactérias podem ser usadas para estimativa da biomassa, composta de populações de fitoplâncton (ESTEVES, 1998, WETZEL, 2000).

Em relação às concentrações de pigmentos de algas, Wetzel (2000) explica que podem variar, dependendo do metabolismo, luz, temperatura, disponibilidade de nutrientes, e outros fatores. Pigmentos vegetais das algas e cianobactérias constituem-se das clorofilas e carotenóides (carotenos e xantofilas). As três principais clorofilas, *a*, *b* e *c*, absorvem luz nos comprimentos de onda específicos quando dissolvidas em solventes orgânicos. A partir dessas características de absorção, a estimativa da concentração dos pigmentos pode ser feita. A clorofila *a* é a mais dominante dos pigmentos e ocorre em maior abundância, assim, a clorofila *a* por si só é usada para estimar a biomassa de algas.

Para estimativa de biomassa fitoplanctônica com o método espectrofotométrico a amostra é acidificada, durante o qual a clorofila é degradada de modo que sua concentração possa ser determinada pela diferença. Frequentemente, a concentração da clorofila *a* e de feopigmentos (produtos de degradação da clorofila) é determinada na mesma solução, utilizando-se, para tanto, comprimentos de ondas específicos (ESTEVES, 1998; WETZEL, 2000).

Em águas naturais, os componentes opticamente ativos presentes na água, passam a ser determinantes na reflectância de corpos d'água. As regiões de absorção e espalhamento destes constituintes da água definem a forma final da curva de reflectância, enquanto sua concentração é responsável pela magnitude das feições e pela magnitude da energia refletida em subsuperfície (KIRK, 1994; MOBLEY, 1994; BARBOSA *et al.*, 2003). A Tabela 1 mostra os pontos de absorção de plânctons e regiões de fluorescência de pigmentos fitoplanctônicos.

Absorção (nm)	**Pigmento**	**Tipo de Plâncton**	**Fluorescência (nm)**	**Pigmento**	**Tipo de plâncton**
438	Clorofila *a*	Todos os tipos			
470	Hexa-ficoxantina	Cianobactérias			
480	*B* - caroteno	Dinoflagelados, diatomáceas, crisófitas			
493	Ficobilina	Cianobactérias			
562	*c*-ficoeritrina	Cianobactérias	560-570	Ficobilina	Cianobactérias
567	Ficobilina	Cianobactérias	570-660	Ficoeritrina	Cianobactérias
615	*c*-ficocianina	Cianobactérias			
624	*Cp*-cianina	Cianobactérias			
627	Ficobilina	Cianobactérias			
650	Aloficocianina	Cianobactérias	650-660	Ficocianina	Cianobactérias
676	Clorofila *a*	Todos os tipos	685	Clorofila *a*	Todos os tipos

Tabela 1 - Comprimentos de onda das bandas de absorção e emissão de fluorescência dos pigmentos fitoplanctônicos.
Fonte: Weaver e Wrigley (1994); Barbosa, *et al.* (2003).

A clorofila *a* ao ser introduzida na água pura provoca mudanças em suas características de reflectância espectral, isto é em sua cor. A Figura 6 exibe as características da reflectância espectral da água clara e da mesma água contendo alga composta primariamente por clorofila *a*. A água clara refletiu aproximadamente 2% entre 400 e 500 nm e diminui gradualmente para menos que 1% em comprimentos de onda maiores que 710 nm. Observa-se que quando a concentração de clorofila aumenta na coluna d'água, há um significativo decréscimo na quantidade relativa de energia refletida nos comprimentos de

onda do azul (entre 400 e 500 nm) e do vermelho (aproximadamente em 675 nm), mas um aumento na reflectância do comprimento de onda do verde (JENSEN, 2009).

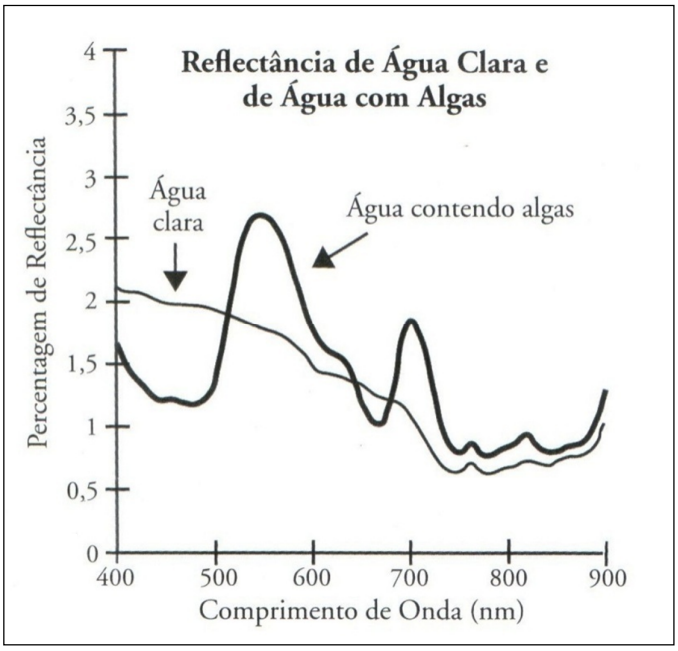

Figura 6 – Porcentagem de reflectância de água clara e de água com algas com base em medidas *in situ* feitas com espectrorradiômetro.
Fonte: HAN (1997) adaptado por JENSEN (2009).

É grande a demanda de informações sobre algas indicadoras da qualidade da água, uma vez que a quantidade destas pode ser resultado de interferência antrópica no sistema aquático. 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; CORAZZA, 2010).

Outra situação que pode ocorrer é a presença de clorofila e sólidos em suspensão simultaneamente em um corpo d'água, o que por sua vez apresenta uma resposta espectral diferenciada. A Figura 7 representa o que acontece com a resposta espectral da água quando são adicionadas concentrações crescentes de sedimentos (0 – 500 mg/l) à água contendo alga (clorofila *a*). Percebe-se um aumento em todos os comprimentos de onda com o aumento da concentração de sedimentos. Para a água com algas, o pico de reflectância na região do visível deslocou-se de 547 nm (luz verde) com 0 mg/l de sedimentos em suspensão para 596 nm (laranja) com 500 mn/l desse constituinte (JENSEN, 2009).

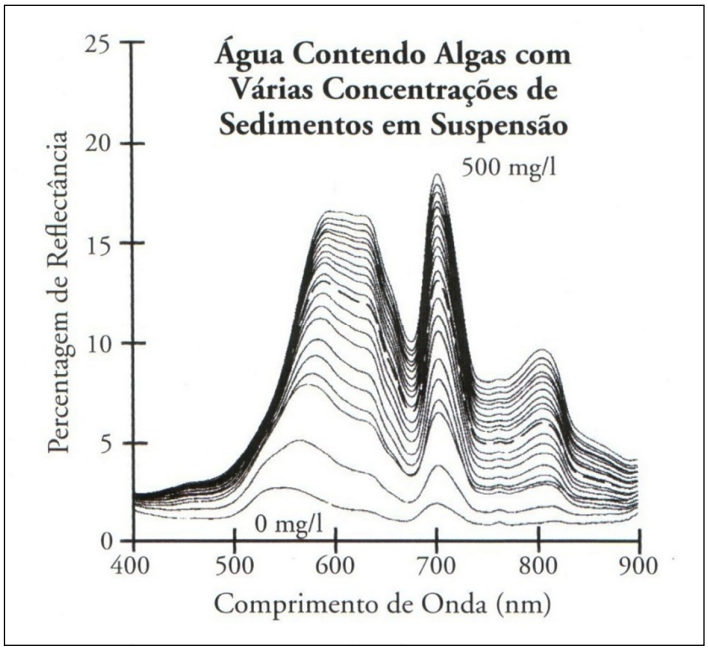

Figura 7 – Porcentagem de reflectância de água com algas e com variáveis concentrações de sedimentos em suspensão.
Fonte: Han (1997), adaptado por Jensen (2009).

Verifica-se também que existe um aumento gradativo no pico de reflectância no intervalo de 700 a 720 nm e na região de absorção entre 600 e 670, com o aumento de sólidos. Rundquist *et. al.* (1996) obtiveram estimativas precisas da concentração de clorofila na coluna d'água usando uma razão simples (infravermelho próximo (705 nm) / vermelho (670)) para baixas concentrações de clorofila e obtiveram bons resultados analisando a primeira derivada da curva de reflectância por volta de 690 nm, quando a concentração de clorofila foi alta (ENNES, 2008).

2.3.3.3 Material orgânico dissolvido

Segundo Esteves (1998) e Mobley (2004), o método mais utilizado em limnologia para se obter a separação de matérias dissolvidos e particulados é por meio da filtração de amostras de água através de filtros livres de matéria orgânica (tipo fibra de vidro, previamente incinerados), com porosidade aproximada de 0,45μm. Tudo o que passa por um filtro é chamado de dissolvido e tudo o que fica retido no filtro é chamado de particulado.

Corpos d'água oceânicos, costeiros e interiores apresentam concentrações de matéria orgânica dissolvida na água. A matéria orgânica dissolvida (MOD) é proveniente da excreção, secreção e decomposição de organismos aquáticos (fitoplâncton, zooplancton, bacterioplâncton, macrofitas aquáticas, por exemplo) e também terrestres (provenientes de árvores e plantas na área de captação) (ESTEVES, 1998; JENSEN, 2009).

Bukata *et al.* (1995) e Jensen (2009) explicam que o fitoplâncton dentro da coluna d'água, consome nutrientes e os converte em matéria orgânica via fotossíntese. O zooplâncton consome o fitoplâncton e produz matéria orgânica e o bacterioplâncton decompõe essa matéria orgânica. Toda essa conversão introduz matéria orgânica dissolvida no ambiente aquático.

A decomposição do fitoplâncton produz dióxido de carbono, nitrogênio inorgânico, enxofre e compostos de fósforo. O carbono orgânico dissolvido (COD) na água é uma das formas de se estimar a presença e quantidade de matéria orgânica no ambiente aquático. Quanto mais produtivo for o fitoplâncton maior será a liberação da matéria orgânica dissolvida. Além disso, substâncias húmicas podem ser produzidas, representando um importante pigmento na coluna d'água a ser considerado, por frequentemente apresentar uma aparência amarelada. Essas substâncias húmicas dissolvidas são chamadas de "substâncias amarelas" ou *Gelbstoffe* e podem afetar a absorção e espalhamento da luz na coluna d'água, além de alterar sua cor (JENSEN, 2009).

Mantovani (1993) avaliou através de simulações em laboratório a relação do efeito da matéria orgânica na reflectância da água (Figura 8) e observou a redução da reflectância da água na região do azul e do verde (400 e 570 nm), devido ao aumento da concentração da matéria orgânica dissolvida. Na região do vermelho (em torno de 650 nm), a reflectância praticamente não se modifica com a variação de matéria orgânica e na região do infravermelho ocorre um aumento proporcional de amplitude da reflectância em toda esta faixa. Com o aumento da concentração de matéria orgânica dissolvida na água, essa tende a uma cor primeira amarelada, depois mais vermelha escura devido aos baixos níveis de reflectância (MANTOVANI, 1993; NOVO, 2001).

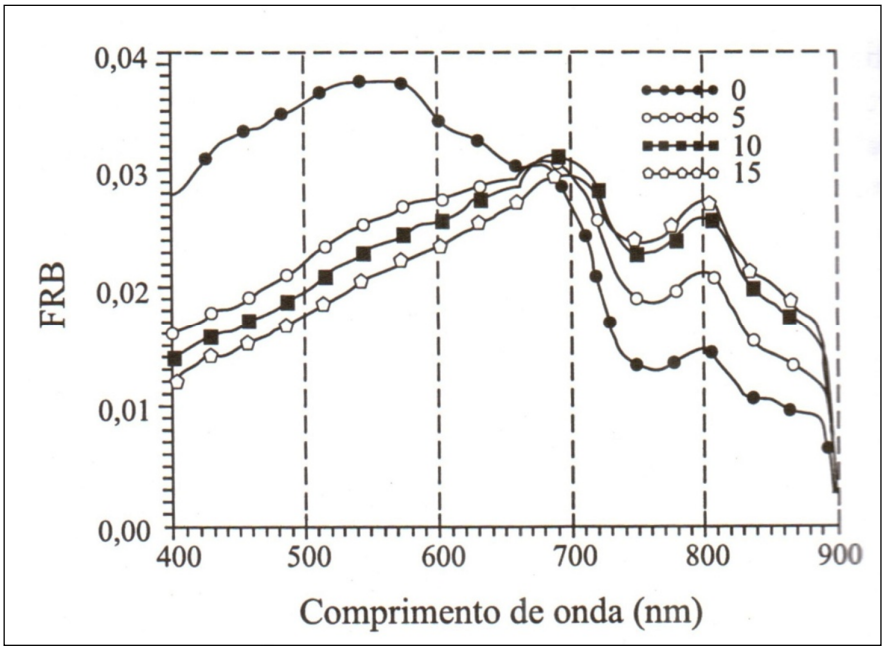

Figura 8 – Fator de Reflectância Bidirecional para diferentes concentrações de matéria orgânica dissolvida (mg/L) de um corpo d'água medidas em laboratório.
Fonte: Mantovani (1993), adaptado por Novo (2001).

2.3.4 Aquisição de dados espectrais em campo

A reflectância é uma das mais importantes medidas utilizadas em sensoriamento remoto e é obtida pela razão espectral entre a radiância refletida da superfície do alvo e a irradiância incidente sobre uma superfície. A espectrorradiometria de reflectância é uma técnica que tem a função de medir em diferentes comprimentos de onda a energia eletromagnética refletida da superfície dos objetos e representá-la na forma de um gráfico que se denomina curva de reflectância espectral. Dados de reflectância podem ser adquiridos em campo, com o uso de espectrorradiômetros ou com imagens de satélite (GIBSON, 2000; MENESES, 2001).

Um espectrorradiômetro de campo consiste em uma unidade de medição com uma sonda portátil que possui matriz de detectores fotossensíveis, com filtros que saparam a radiação nas diferentes regiões espectrais. Radiações recebidas pela sonda podem, portanto, serem separadas em diferentes regiões do espectro e em seguida projetadas diretamente em um computador, apresentadas como medidas de reflectâncias (CAMPBELL, 2008).

Para a medição da radiação incidente é usada uma placa de referência padrão com reflectância conhecida (*spectralon* ou placa 100% refletora revestida com sulfato de bário).

Ao fazer medidas de reflectância em campo, imediatamente após a medida da placa de referencia é feita a leitura da energia refletida da superfície do alvo com o espectrorradiômetro, devido às variações atmosféricas serem muito instáveis (MENESES, 2001; CAMPBELL, 2008).

Quanto ao sistema sensor em campo, o espectrorradiômetro FieldSpec® HandHeld, com faixa de operação entre 325 - 1075 nm do espectro eletromagnético tem sido bastante utilizado para estudos de ambientes aquáticos. Em virtude de ser um equipamento portátil de uso manual ou com tripé de fácil manuseio, além de permitir coletar espectros em campo muito rapidamente, de forma a minimizar algum erro associado com mudanças nas condições ambientais (MOREIRA, 2005; ASD, 2010). No momento da coleta de dados em campo, fatores como nebulosidade, horário do dia, velocidade e direção do vento devem ser levados em conta na análise dos resultados (BARBOSA, 2005).

2.4 Técnicas de análise de espectros reflectância

Em estudos de sensoriamento remoto utilizam-se diferentes técnicas que visam complementar informações ou permitir análises mais confiáveis. Dessa forma, ocorre a busca por procedimentos técnicos que favorecem a visualização de feições especificas contidas nos dados, com o intuito de auxiliar na interpretação e comparações entre dados de sensoriamento remoto.

2.4.1 Análise derivativa

O método da análise derivativa compreende o realce de feições que se destacam na assinatura espectral de um alvo, tanto em picos de reflectância como bandas de absorção. A derivada evidencia os pontos onde há mudanças bruscas de resposta espectral através do cálculo da taxa de mudança da reflectância em relação ao comprimento de onda (RUNDQUIST *et al.*, 1996; HAN, 2005; RUDORFF *et al.* 2007).

A técnica de análise da derivada espectral apresenta a vantagem de reproduzir dados hiperespectrais menos sensíveis às componentes de variação que se comportam como constantes aditivas e espectralmente independentes ao longo de uma faixa espectral de alguns nanômetros (TSAI e PHILPOT, 1998). A base matemática da derivada espectral de primeira ordem ($dR\lambda$) é estabelecida pela mudança na reflectância ($R\lambda$) em função do comprimento de

onda (λ) (PHILPOT, 1991). Devido a sua natureza, graficamente representada pela inclinação das tangentes em cada ponto da curva, a derivada evidencia os pontos onde há mudanças bruscas de resposta espectral (Figura 9) (RUDORFF, *et al.* 2007).

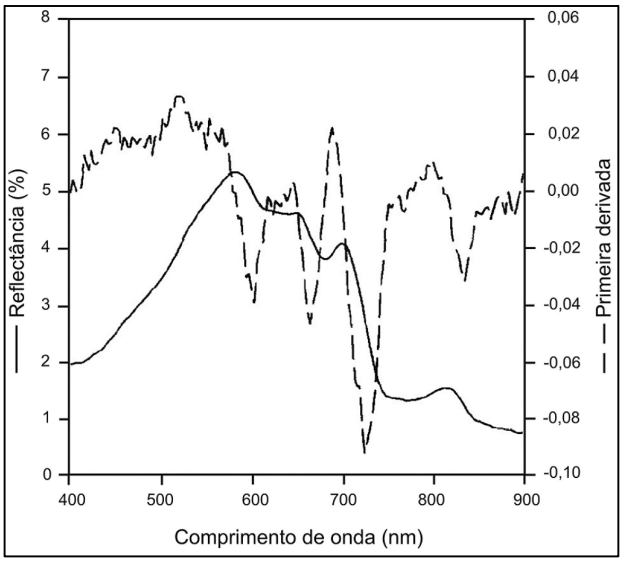

Figura 9 - Exemplo de reflectância e a primeira derivada espectral.
Fonte: Han e Rundquist, 1997.

A aplicação da técnica de análise derivativa de primeira ordem nos dados de reflectância permite identificar os comprimentos de onda em que apresentam maiores variações da reflectância, além de remover os efeitos da água dos espectros, ressaltando as feições causadas pelos sólidos em suspensão e pela clorofila *a* (GOODIN *et al.* 1993; GIANASI *et al.*, 2011).

Rundquist *et al.* (1996) aponta que análises derivativas têm sido utilizadas para remover o sinal da reflectância da superfície da água, refletido pelo sedimento, e para calcular a quantidade de clorofila *a* a partir dos pontos de inflexão da curva derivada. Noernberg *et al.* (1996) em estudo sobre reflectância de ambientes aquáticos observaram que as curvas de derivadas originam espectros que parecem associar-se à presença de componentes orgânicos e inorgânicos que afetam a atenuação da radiação incidente na água, assim o espectro da derivada mostra uma tendência em indicar qualitativamente a concentração de clorofila, sem interferência dos sedimentos em suspensão.

Han (2005) em estudo sobre a concentração de clorofila *a* concluiu que os espectros de primeira derivada mostram as características de absorção mesmo em condições de vento e efeitos de onda na superfície da água. Han e Rundquist (1997) identificaram que a primeira derivada em 691 nm apresenta a maior correlação com a concentração de clorofila *a* e ao

mesmo tempo a sua correlação com a turbidez é fraca. A primeira derivada espectral foi apresentada como uma alternativa satisfatória para estimar clorofila *a* em presença de sedimentos em suspensão. Segundo Mobley (1994), este comprimento de onda está relacionado com o pico na curva de reflectância causado pela fluorescência da clorofila *a*.

Goodin *et al.* (1993) mostraram que a primeira derivada da reflectância da água apresenta valores mais elevados ao longo do espectro para maiores índices de turbidez e um pico de reflectância em 720nm. Na correlação apresentada entre a primeira derivada em 720nm e sólidos suspensos mostrou alta correlação (r = 0,95).

2.4.2 Remoção do contínuo

A remoção do contínuo é uma função matemática empregada para dados de sensoriamento remoto hiperespectral que permite isolar uma feição de absorção particular durante a análise de um espectro. Nesta técnica, os pontos de máxima reflectância de um espectro são ligados por uma reta, a qual define o contínuo espectral para cada feição. A sua remoção é feita dividindo-se o espectro original pela curva do contínuo, para normalizar as bandas de absorção, colocando-as em uma referência comum (CLARK e ROUSH, 1984; CLARK, 1999; LONDE, 2008).

Em estudo realizado por Londe (2008) foi concluído que no intervalo de 400 a 900 nm, as correlações mais altas ocorrem em aproximadamente 550 e 700 nm, regiões de picos de reflectância do fitoplâncton. Para a região do azul (450-480 nm) e para a região da primeira banda de absorção das clorofilas *a* e *c* (400-472 nm), intervalos espectrais que correspondem a regiões de alta absorção pelo fitoplâncton, os valores das correlações são baixos. Na região do vermelho (630-700 nm), também com alta absorção pelo fitoplâncton, as correlações também são baixas. Já no intervalo 630-720 nm, as curvas apresentam correlações mais altas a partir de 700 nm. Este efeito é mais pronunciado por causa dos altos valores de densidade e concentração de pigmentos na maioria das amostras estudadas.

Com a aplicação da técnica de remoção de contínuo, Trentin (2009) em sua pesquisa com dados de reflectância, aponta a ocorrência de realce de feições de bandas de absorção, na qual se destacaram as profundidades de banda em 495nm e 740nm. Em comparação a este resultado, Nobrega (2002) encontrou feições de absorção em 480 e 747nm em espectros de águas brancas, as quais são caracterizadas pelas maiores concentrações de sedimentos em suspensão.

3 METODOLOGIA

A análise da influência dos constituintes opticamente ativos na reflectância espectral da água do reservatório Passo Real foi possível seguindo as seguintes etapas metodológicas: levantamento bibliográfico, coleta de dados em campo, processamento e interpretação de dados e posterior correlação dos resultados obtidos, conforme o fluxograma apresentado na Figura 10.

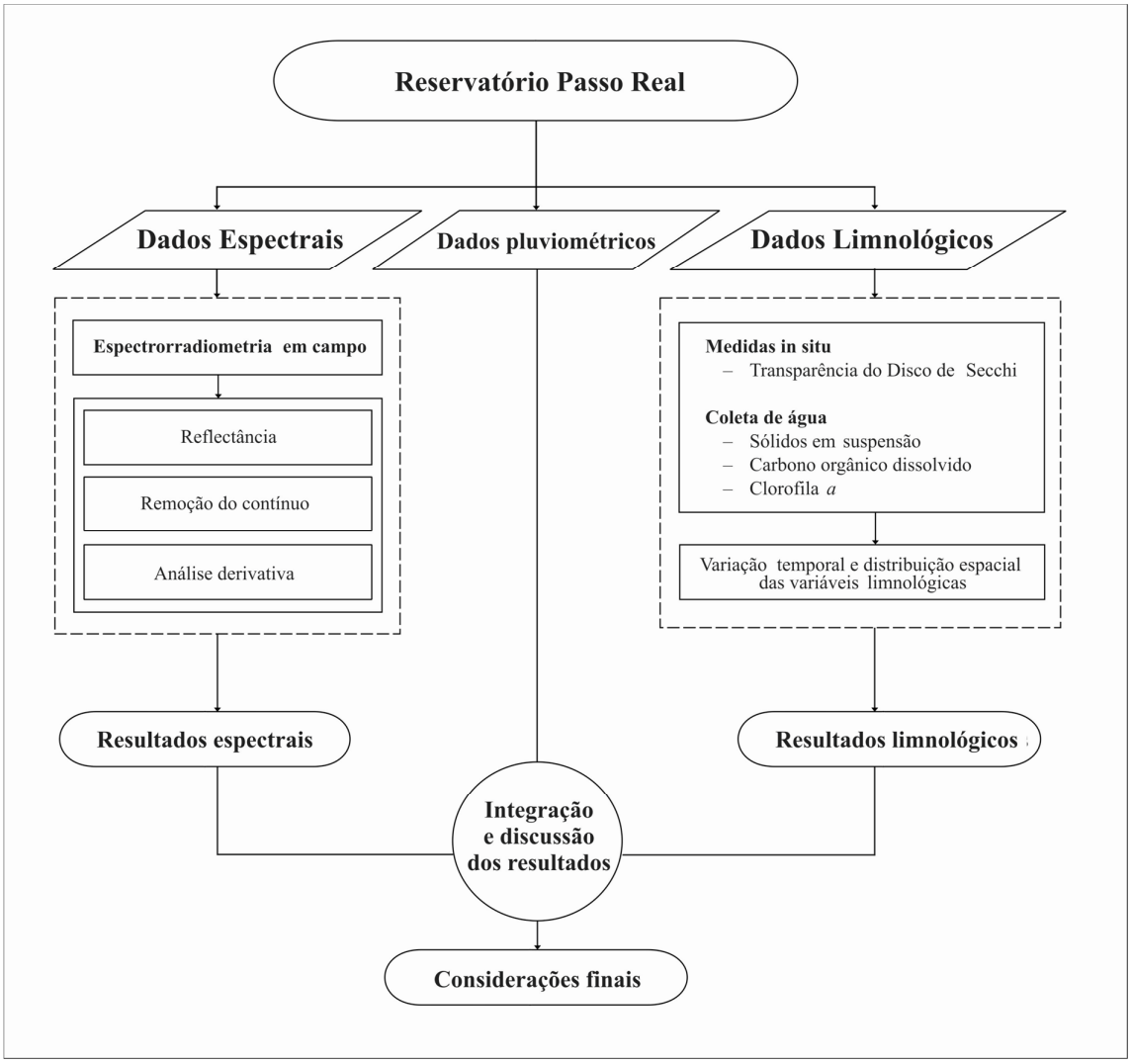

Figura 10 – Fluxograma dos procedimentos metodológicos da pesquisa.

3.1 Períodos de análise e pontos amostrais

Foi utilizado o banco de dados limnológicos e espectrais do projeto "Caracterização Espectral e Limnológica de Ambientes Lênticos e Lóticos no Rio Grande do Sul, com abordagem Espaço-Temporal" financiado pelo CNPq sob processo nº 484712/2007-1. Os dados utilizados correspondem aos trabalhos de campo realizados nos dias 21 de outubro de 2009 (período de preparo do solo para plantio de soja) e 12 de março 2010 (fase de maturação da soja).

Para a realização dos trabalhos de campo, PEREIRA FILHO *et al.* (2010) estabeleceram 31 pontos amostrais equidistantes que contemplam as diferenças espectrais encontradas no reservatório (Figura 11).

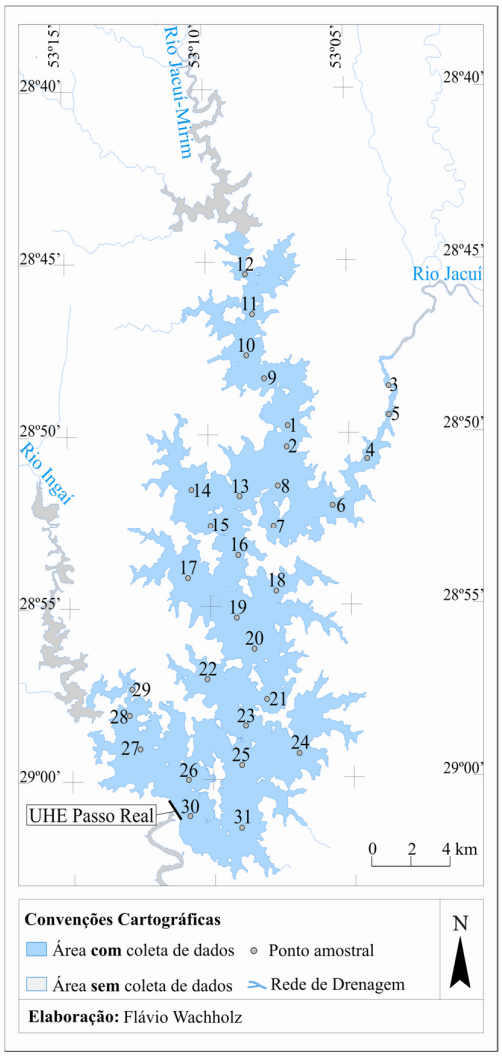

Figura 11 – Localização dos pontos amostrais no Reservatório Passo Real.
Fonte: Adaptado de Wachholz (2011).

3.2 Coleta e processamento de dados espectrais de campo

A coleta dos dados espectrais em campo foram obtidas a partir do espectroradiômetro FieldSpec® HandHeld. A metodologia de coleta dos espectros de reflectância para a superfície da água é descrita por Steffen (1996). Em todos os pontos amostrais onde foram coletados os espectros de reflectância foi realizada a calibração e em seguida a otimização do espectrorradiômetro apontando o detector para uma placa de referência (S*pectralon*), cuja superfície é Lambertiana. Após a calibração e otimização anterior à coleta de cada ponto, o aparelho foi posicionado com ângulo de visada de $\alpha = 45^{o}$ para a superfície da água e uma orientação de 90º de azimute solar de modo a minimizar as reflexão especular. Na coleta do fator de reflectância da água o espectroradiômetro foi ajustado para realizar a tomada de pelo menos dez espectros de reflectância a fim de minimizar os efeitos da movimentação da superfície aquática.

3.2.1 Processamento dos dados espectrais

O sensor do espectrorradiomêtro FieldSpec® HandHeld reconhece os valores de reflectância emitido pelo alvo na faixa de comprimentos de onda de 325 a 1075 nm (visível e infravermelho próximo) e possui resolução de 1 nm (ASD, 2010). Após a coleta e o armazenamento desses dados, foi realizado o processamento dos mesmos para gerar as curvas de reflectância utilizando os dados entre 400-900 nm em função da presença de ruídos em comprimentos de onda inferiores e superiores a este limite. A média dos dez espectros coletados em cada ponto foi realizada no programa ViewSpec Pro.

3.2.2 Suavização da curva espectral

Os dados de reflectância coletados em campo apresentaram ruídos e por este motivo foram suavizados com a aplicação do método de suavização hiperespectral chamado filtro de média móvel. Este filtro consiste no cálculo do valor espectral de pontos, considerando um intervalo discreto e pré-definido a partir de um ponto médio (TSAI e PHILPOT, 1998). No programa Excel foi realizado a média de sete pontos para melhor suavização das curvas sem remoção de detalhes espectrais.

3.2.3 Análise derivativa

Para se obter derivadas de dados hiperespectrais, é necessário desenvolver módulos para o cálculo dessas derivadas. Uma alternativa simples é através de uma aproximação por diferença finita. O resultado da aproximação depende da resolução (separação entre as bandas) e o tamanho do filtro ou da largura da banda (FERREIRA, *et al*., 2010). A equação 2 mostra como pode ser estimada a primeira derivada de uma curva espectral (TSAI e PHILPOT, 1998). No presente trabalho, esse procedimento foi efetuado no aplicativo Excel, no intuito de identificar as feições descritas na literatura relacionadas a componentes opticamente ativos.

$$\frac{ds}{d\lambda} \cong \frac{S(\lambda_i) - S(\lambda_j)}{\Delta\lambda} \tag{2}$$

Onde: S = sinal verdadeiro da reflectância (λ_i = maior comprimento de onda e λ_j = menor comprimento de onda) e $\Delta\lambda$ = separação entre as bandas adjacentes ($\Delta\lambda = \lambda_i - \lambda_j$).

3.2.4 Remoção do contínuo

Trabalhos anteriores desenvolvidos por Clark e Roush (1984) e Kruse *et al.* (1993) apresentam o cálculo da remoção do contínuo. Neste trabalho, os dados de reflectância coletados em campo foram importados para o *software* Envi e selecionando-se a ferramenta *continual removal*, o gráfico foi gerado automaticamente. Foi calculada a remoção do contínuo para toda a faixa espectral em estudo. Após esse processo, foram identificadas as feições de absorção mais pronunciadas. As localizações dessas bandas de absorção foram analisadas de acordo com as feições de absorção dos componentes opticamente ativos da água e correlacionadas com os dados limnológicos. Foram utilizados os valores de reflectância normalizados do centro da banda de absorção para o cálculo de sua profundidade. A equação 3 utilizada no Excel para este cálculo é apresentada a seguir.

$$P_b = 1 - E_{Cr} \tag{3}$$

Onde P_b – profundidade de banda e E_{Cr} – reflectância normalizada no centro da absorção.

3.3 Obtenção de dados de precipitação pluviométrica

Foram considerados os dados de precipitação na área do reservatório com 30 dias de antecedência à data do trabalho de campo, com o intuito de complementar as análises dos dados relacionados com as datas que ocorreram as coletas. Os dados foram obtidos no endereço eletrônico da Defesa Civil do Estado do Rio Grande do Sul, onde são disponibilizados valores das leituras de precipitações diárias, coletados na maioria dos municípios com a utilização do pluviômetro com capacidade de armazenamento de 130 mm e área de captação de 15cm^2, o qual pode apresentar erro de até 10% (DEFESA CIVIL RS, 2011).

Em função da grande área ocupada pelo reservatório abrangendo mais de um município foram utilizados os dados de precipitação de cinco municípios que estão localizados as margens do reservatório e contemplam maior parte da área do entorno, sendo Ibirubá (norte), Quinze de Novembro (nordeste), Fortaleza dos Valos (oeste), Campos Borges (leste) e Salto do Jacuí (sul). A partir dos dados coletados compreendendo 30 dias anteriores a data do trabalho de campo, calculou-se a média de precipitação diária para cada mês.

3.4 Levantamento e determinação das variáveis limnológicas

Para a localização precisa dos pontos amostrais do reservatório foi utilizado um aparelho GPS Garmin Etrex de precisão de 5 metros, com as coordenadas geográficas dos pontos previamente armazenadas no aparelho. A transparência da água (DS) foi medida em campo e para os totais de sólidos em suspensão (TSS), clorofila *a* (Chl *a*) e o carbono orgânico dissolvido (COD) foram coletadas amostras de água para posterior determinação dos valores referentes a estas variáveis em laboratório.

Além da coletas relativas à limnologia e a espectrorradiometria foram realizados os seguintes procedimentos complementares sobre as características do ponto amostral: medida da velocidade do vento (em Km/hora), realização de fotografias digitais do ponto amostral e das margens e 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.

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; CORAZZA, 2010).

3.4.1 Transparência da água

A transparência da água foi obtida com o uso de um Disco de Secchi. A obtenção dos dados desta variável ocorre com submersão de um disco branco com 25 cm de diâmetro suspenso horizontalmente por uma corda graduada, um peso fixado abaixo do disco ajuda a manter a corda em suspensão vertical, enquanto a medição está sendo realizada. A medida da transparência corresponde ao desaparecimento do disco quando mergulhado na água. Algumas condições foram observadas ao realizar as medidas, como fazer as medições somente com céu claro e do lado sombreado do barco (BARTRAM e BALANCE, 1996; WETZEL, 2000).

3.4.2 Totais de sólidos em suspensão

A determinação dos valores de TSS nível de laboratório foi realizada conforme apresentado em APHA (2005). Para a filtragem foram utilizados bomba de vácuo e filtros de celulose (Marca Millipore - HAWG047S0) constituído por membranas *HA* em Ester de Celulose com poros de 0,45 µm e diâmetro de 47 mm (MILLIPORE, 2011).

Os filtros foram secados previamente por 24 horas em estufa a uma temperatura de 50°C, a fim de eliminar a umidade. Posteriormente à secagem, pesaram-se os filtros em balança analítica com acurácia de 0,0001g da marca Metter Toledo - modelo AG 245 para obtenção do peso inicial. Após a filtragem da água, os filtros retornaram à estufa, onde permaneceram por 24 horas em 50°C novamente. Após, obteve-se o peso final com a pesagem dos filtros na mesma balança. Com estes procedimentos foi possível determinar o TSS na unidade mg/L para cada amostra com a Equação 4.

$$\mathrm{TSS}\left(\frac{\mathrm{mg}}{\mathrm{L}}\right) = \frac{\mathrm{Pf(mg)} - \mathrm{Pi(mg)}}{\mathrm{V(L)}} \qquad (4)$$

Onde: TSS=Total de Sólidos em Suspensão, Pf=Peso final do filtro, Pi=Peso inicial do filtro e V=Volume da amostra.

3.4.3 Clorofila *a*

Os procedimentos de filtragem e extração de pigmentos são realizados sempre sob fraca iluminação, para inibir a realização da fotossíntese. Para a filtragem são utilizados filtros de fibra de vidro de 47 mm de diâmetro. Na sequência o filtro é removido e colocado sobre um papel absorvente para retirar a umidade, enrolados em papel alumínio e congelados, para posterior extração dos pigmentos.

Para a extração dos pigmentos os filtros foram colocados dentro de frascos com 10 ml de metanol absoluto e depois de tampados são deixados em refrigeração (4º C) por 24 horas. Para a leitura no espectrofotômetro são retirados os filtros da refrigeração, retirado o sobrenadante com uma pipeta e colocadas as amostras nas cubetas do espectrofotômetro. Mackinney (1941) 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 5. Nos experimentos realizados utiliza-se o Espectrofotômetro Bel 1105 modelo SF325NM com faixa de operação entre 325 a 1000 nm (BEL ENGINEERING, 2010, CORAZZA, 2010).

$$\text{Chl } a \left(\frac{\mu g}{L}\right) = \frac{Abs(663 - 750) \times 12{,}63 \times Vmet(ml) \times 1000}{V(ml)} \qquad (5)$$

Onde: Chl *a*=clorofila *a*, Abs=medida de absorbância, 12,63=constante, Vmet=Volume de metanol, 1000=constante e V=volume da amostra filtrada.

3.4.4 Carbono orgânico dissolvido

A determinação do COD foi realizada conforme método adaptado de Anne e Dabin (1971) e apresentado por Costa (s/d). Para a determinação do carbono orgânico dissolvido (COD) foram filtrados 150 ml da água coletada em campo em filtro de celulose de 0,45 µm. Os filtros foram armazenados em estufa para a determinação do TSS, enquanto a água filtrada (100ml) foi colocada em *erlenmeyer* e armazenada estufa a 80ºC até sua total evaporação. Após a evaporação da água foi adicionado 10 ml de solução de dicromato de potássio a 2%

usando pipeta volumétrica de 10 ml e 5 ml de ácido sulfúrico concentrado. Em seguida, com os *erlenmeyers* cobertos com vidro foram colocados na estufa em torno de 105ºC durante 1 hora. Depois de retirados da estufa adicionou-se 4 ml de ácido fosfórico e 5 gotas de difenilamina. A titulação se realiza com 25ml de sulfato ferroso amoniacal.

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 6.

$$COD\left(\frac{mg}{L}\right) = (V_1 - V_2).\,0{,}615.\frac{10X0{,}5}{0{,}2\,X\,x}.\frac{1000}{V(ml)} \qquad (6)$$

Onde: V1 = Volume gasto no sulfato ferroso amoniacal na titulação do branco; V2 = Volume do sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação das amostras; 0,615 = constante; 10 = alíquota usado do dicromato de potássio para a titulação com sulfato ferroso amoniacal; 0,5 = concentração do dicromato de potássio; 0,2= concentração do sulfato ferroso amoniacal; X= volume gasto do sulfato ferroso amoniacal na titulação do padrão de dicromato de potássio; V = Volume da amostra filtrada; 1000= constante.

3.5 Espacialização das variáveis limnológicas

Para a espacialização das variáveis limnológicas realizadas por Wachholz (2011), os dados limnológicos foram inseridos no banco de dados geográfico do *software* SPRING, na forma de modelo numérico do terreno (MNT). Para cada data e variável limnológica foi gerada uma grade retangular (interpolador por média ponderada), que posteriormente foi utilizada no fatiamento em classes temáticas. Para as variáveis clorofila *a* e transparência foram definidas classes ponderadas de acordo com os estados tróficos (CARLSON, 1977) e às demais variáveis foi verificada a amplitude dos dados e definidos intervalos, tendo como limite 20 classes.

3.6 Análise estatística dos dados espectrais e limnologicos

Com os dados limnológicos e espectrais organizados em tabelas no programa Excel foi aplicado testes estatísticos para interpretar e comparar os dados estudados. Dentre os testes estatísticos utilizados cita-se correlação e regressão.

De acordo com Callegari-Jacques (2003) a correlação é uma medida da intensidade de associação entre duas variáveis quantitativas e é calculado por meio do coeficiente de correlação. A associação entre o conjunto de dados quantificado com a utilização do grau de correlação entre as amostras retorna um valor r que varia entre -1 (correlação negativa perfeita) e +1 (correlação positiva perfeita). Valores positivos ocorrem quando a correlação é direta, isto é, x e y variam no mesmo sentido e valores negativos indicam uma correlação inversa, quando *X* aumenta, *Y* em média diminui (ou vice-versa).

Dessa forma, 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, DS e COD) nos 31 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). As linhas presentes sobre o gráfico demonstra os comprimentos de onda com maior ou menor correlação com cada COA. 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. Para a análise de valores estatisticamente significativos nos correlogramas foi estipulado um intervalo de confiança de 99%, no qual pelo teste de significância obtiveram-se os valores de coeficiente de correlação significativos com $r \geq 0,45$ para um n=31.

Após a identificação dos 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. Para identificar a linha de tendência dos dados foram ajustadas equações lineares e não lineares, nas quais permitiram o cálculo do valor de regressão, que expressa a dependência entre os parâmetros espectrais e limnológicos.

Considerando a relação entre as variáveis, uma função pode explicar a variação de Y em X, dada por $y = A + Bx$. A regressão linear simples também conhecida como coeficiente de determinação, é o quadrado do coeficiente de correlação e fornece o valor médio de variabilidade de uma variável em função da outra. O diagrama de dispersão mostra a

comparabilidade entre duas variáveis e a dispersão nos pares de amostras, onde uma variável *X* pode ou não ser explicada por uma variável *Y* (CALLEGARI-JACQUES, 2003).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Dados pluviométricos

O registro de chuvas em 30 dias anteriores a coleta de dados para municípios limítrofes do reservatório Passo Real foi realizado como intuito de auxiliar na análise limnológica e verificar possíveis interferências no resultado das variáveis (Figura 12).

No mês de outubro de 2009 o trabalho de campo ocorreu no dia 21, portanto os dados observados na Figura 12 apresentam a média diária dos dados de precipitação ocorrida a partir do dia 22 de setembro até o dia 21 de outubro. A ocorrência de chuva significativa mais próxima da data de trabalho de campo foi no dia 15 de outubro, seis dias antes. O acúmulo dos 30 dias anteriores à coleta foi de foi de 212 mm, configurando um mês chuvoso principalmente por ser um ano influenciado pelo *El Niño.* Este fenômeno de chuva pode ter influenciado as medidas limnológicas da água, principalmente o TSS devido ao transporte de solo e outros materiais do entorno para o interior do reservatório, consequentemente ocorre a redução da transparência da água.

No mês de março de 2010 o trabalho de campo foi realizado no dia 12, então os dados apresentados no gráfico correspondem à média diária desde o dia 11 de fevereiro. O mês de março apresentou um valor muito baixo de precipitação pluviométrica registrando menos de 1,5 mm em seis dias anteriores a coleta em campo. As ocorrências mais significativas de chuva ocorrem no mês de fevereiro em intervalo de tempo longo em relação à data de trabalho de campo. O acúmulo médio de precipitação no período de 30 dias anteriores a coleta foi de 113 mm e possivelmente não apresentou influência significativa nas variáveis limnológicas e espectrais na água do reservatório.

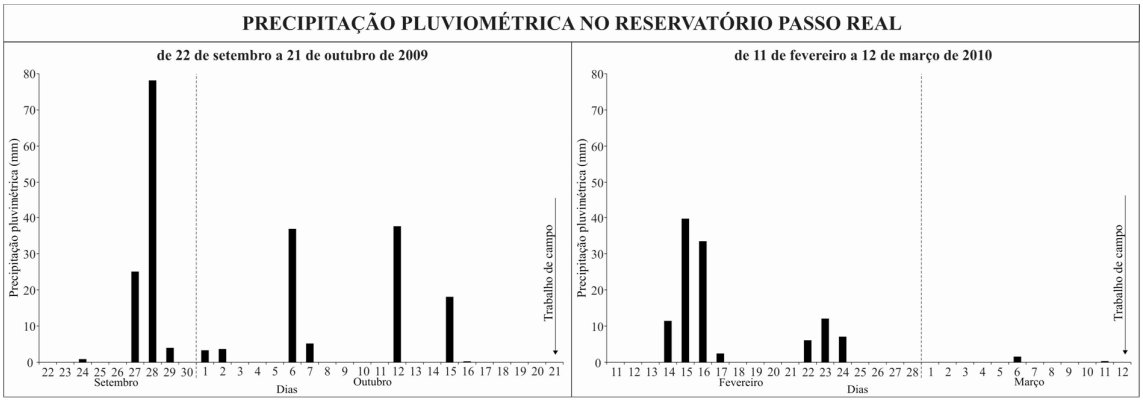

Figura 12 - Precipitação pluviométrica diária em trinta dias anteriores aos trabalhos de campo nos meses de outubro de 2009 e março de 2010.

A espacialização dos dados pluviométricos demonstra uma regularidade no volume de chuvas para a bacia de captação do reservatório Passo Real em 30 dias anteriores à coleta no mês de outubro de 2009, se configurando em um período chuvoso (Figura 13). O mesmo não ocorre no período normal de chuvas, em março de 2010. Neste período as chuvas tiveram uma intensidade diferente nas sub-bacias do reservatório, apesar da diferença não ter grandes proporções, a sub-bacia hidrográfica do rio Jacuí foi a que apresentou mais intensidade de chuvas. Whaccholz (2011) aponta que a irregularidade das chuvas nas sub-bacias durante o período de análise pode determinar particularidades limnológicas aos compartimentos aquáticos do reservatório.

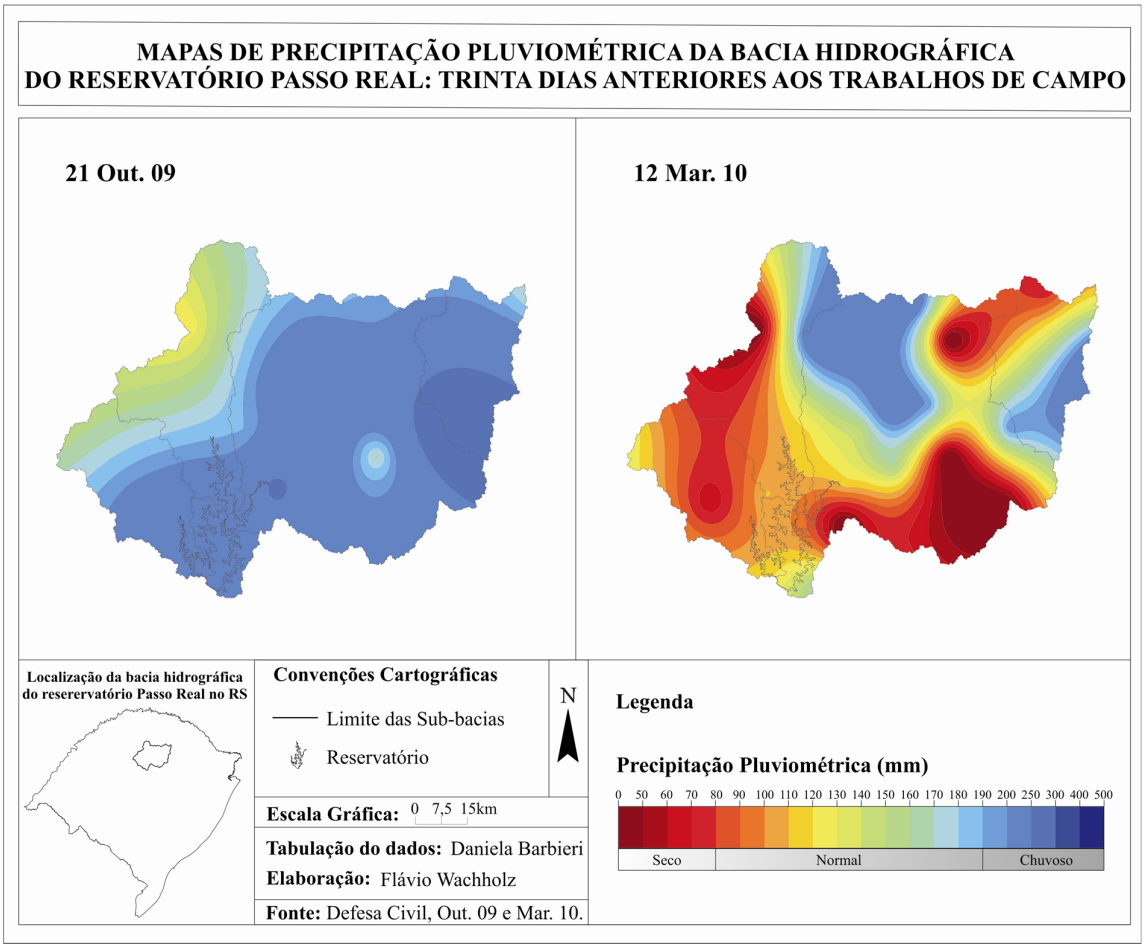

Figura 13 - Volume pluviométrico acumulado em trinta dias anteriores ao trabalho de campo na bacia de captação do reservatório Passo Real.
Fonte: Adaptado de Wachholz (2011).

4.2 Dados limnológicos

Nos trabalhos de campo realizados em outubro de 2009 e março de 2010 ocorreu a coleta de água para a determinação em laboratório das variáveis clorofila *a*, totais de sólidos em suspensão e carbono orgânico dissolvido, bem como a observação em campo da variável transparência da água.

4.2.1 Clorofila *a*

A presença de clorofila *a* na água representa a existência de pigmentos fitoplanctônicos no reservatório, caracterizando-se como uma das variáveis mais importantes ao ser relacionada com dados de sensoriamento remoto. A análise dos dados de clorofila *a* no reservatório Passo Real demonstra a variação deste componente em função do período do ano estudado. O mês de outubro de 2009 apresentou valores de média mais elevado de clorofila *a* (média de 38,6 µg/L) em comparação aos obtidos em março de 2010 (média de 15,8 µg/L) principalmente pela ocorrência de florações de algas em alguns pontos no mês de outubro de 2009 (Figura 14).

No mês de outubro de 2009 foram registrados episódios isolados de altas concentrações de clorofila *a*, atingindo valores superiores a 400 µg/L enquanto valores médios para a maioria dos pontos amostrais é de 10 µg/L. Em relação à área de ocorrência espacial (Figura 15), observou-se que os valores de altíssima concentração ocorreram na região de transição entre rio/reservatório, em outubro no rio Ingaí e em março além deste rio, também no Jacuí-Mirim.

Dentre os motivos para a ocorrência de valores elevados de clorofila *a* é o fato de o mês de outubro ser correspondente à fase de preparo do solo para culturas de verão e o uso de calagem e outros processos de ajuste nutricional do solo são aplicados. Este processo somado a lixiviação do solo proporciona eutrofização do sistema aquático, registrado pelo crescimento anômalo de algas (PEREIRA FILHO, *et al.* 2010). Também deve ser levado em conta o índice de temperatura ser mais elevado em outubro e a maior ocorrência de chuvas leva uma alta carga de material para o reservatório, condições que favorecem o desenvolvimento de algas.

A disponibilidade de nutrientes ainda em março de 2010, mesmo em condições normais de chuva, propiciou a ocorrência de altas concentrações de clorofila *a* em alguns pontos registrados em outubro de 2009. Utilizando exclusivamente a clorofila *a* como indicadora do estado trófico encontraram-se ambientes de oligotrófico a hipereutrófico conforme CETESB (1987) no reservatório Passo Real (PEREIRA FILHO *et al.* 2011).

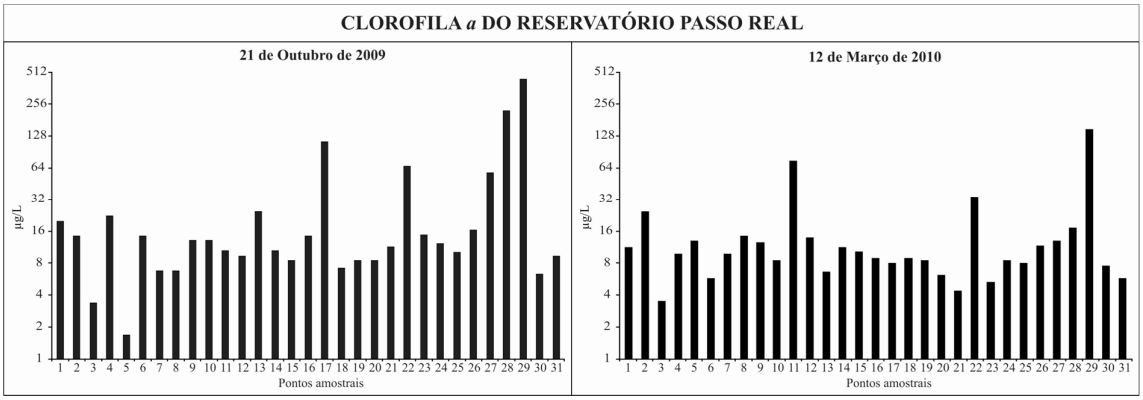

Figura 14 – Concentração de clorofila *a* nos pontos amostrais do reservatório Passo Real em 21 de outubro de 2009 e 12 de março de 2010.

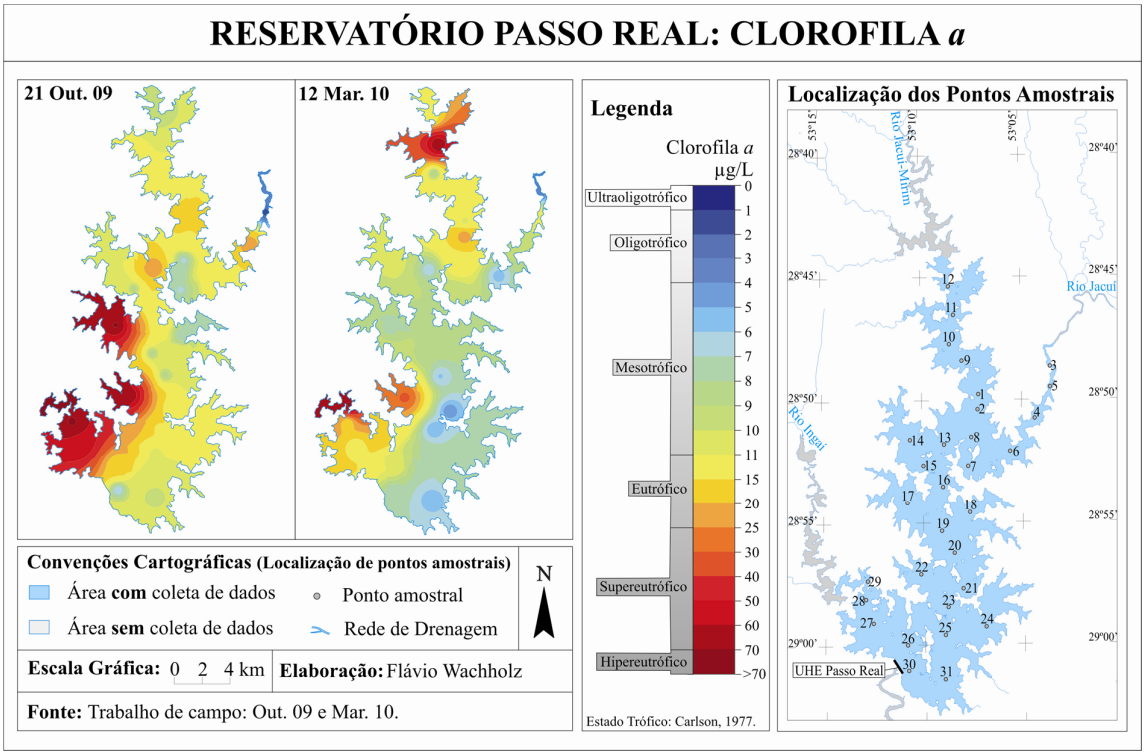

Figura 15 – Distribuição espacial da clorofila *a* do reservatório Passo Real em 21 de outubro de 2009 e 12 de março de 2010.
Fonte: Adaptado de Wachholz (2011).

4.2.2 Totais de sólidos em suspensão

A presença de sólidos suspensos foi observada em todo reservatório, ocorrendo apenas variações de acordo com as particularidades de cada porção da área e o período estudado. De

acordo com a espacialização o padrão de localização é semelhante com pouca influência dos rios tributários, apenas diferenciando-se em relação à concentração maior no mês de outubro em relação ao mês de março (Figuras 16 e 17).

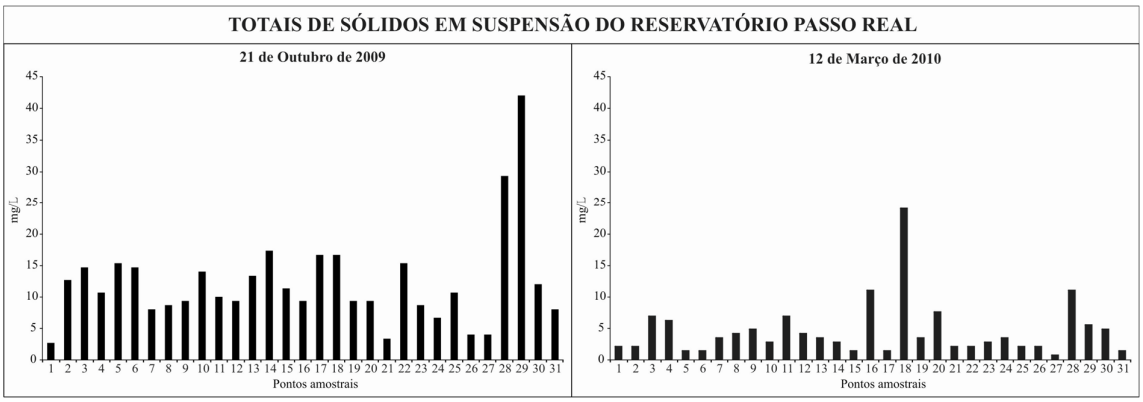

Figura 16 – Concentração de totais de sólidos em suspensão nos pontos amostrais do reservatório Passo Real em 21 de outubro de 2009 e 12 de março de 2010.

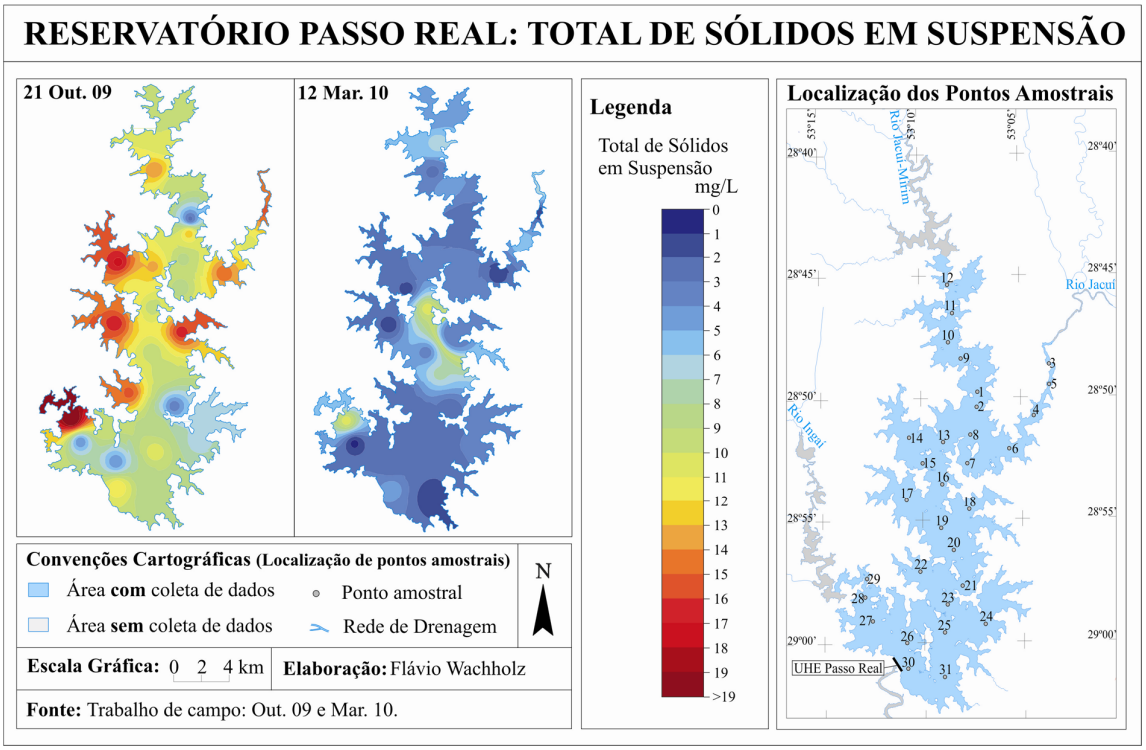

Figura 17 – Distribuição espacial dos Totais de Sólidos em Suspensão do reservatório Passo Real nos meses de outubro de 2009 e março de 2010.
Fonte: Adaptado de Wachholz (2011).

As maiores concentrações de TSS estão presentes na porção central do reservatório e nas águas vindas do rio Ingaí nos dois períodos analisados. Em outubro de 2009 o material atinge todo o reservatório em concentração semelhante, exceto em alguns compartimentos aquáticos associados às altas concentrações de clorofila *a*. Na proximidade do dique a presença de sólidos em suspensão é menor, provavelmente por caracterizar-se como um ambiente lêntico de maior volume de água, o que favorece a deposição dos materiais que são transportados pelos afluentes.

As diferenças entres os meses analisados podem estar vinculadas a distintas utilizações do entorno do reservatório em cada período do ano, principalmente relacionados a agricultura. Em outubro de 2009 pode estar relacionado ao maior índice pluviométrico em comparação ao mês de março de 2010, fatos que auxiliam o transporte de sedimentos ao interior do reservatório.

4.2.3 Transparência da água

A transparência da água do reservatório é maior próximo ao dique onde se encontra grande volume de água. Em outubro de 2009 as profundidades do disco de Secchi foram menores decorrentes de valores elevados de Chl *a* e intermediários de TSS. 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. Da mesma forma, ocorre com menores médias de concentrações de Chl *a* e TSS no mês de março de 2010, ocasionando uma maior transparência da água no reservatório (Figura 18).

Nos meses analisados a variável transparência tem distribuição semelhante nos Rios Jacuí e Jacuí Mirim variando o valor médio para cada mês, sendo que o mês de março apresentou as menores transparências (Figura 19). Nota-se que no mês de outubro de 2009 a baixa transparência constituiu-se em um padrão em todo o reservatório, exceto em alguns pontos na zona de transição do rio Ingaí para um ambiente lêntico que ocorreu uma leve elevação da transparência, ocasionado principalmente por pontos localizados próximo ao dique. Já no mês de março de 2010 o diferencial ocorreu ao observar que os três rios, Ingaí, Jacuí e Jacuí-Mirim contribuirão para uma menor transparência nestes setores em relação à porção central do reservatório. Os valores de maior transparência da água foram encontrados em pontos localizados na porção central do reservatório e próximo ao dique.

Explicações plausíveis para a menor da transparência da água do reservatório no mês de outubro 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.

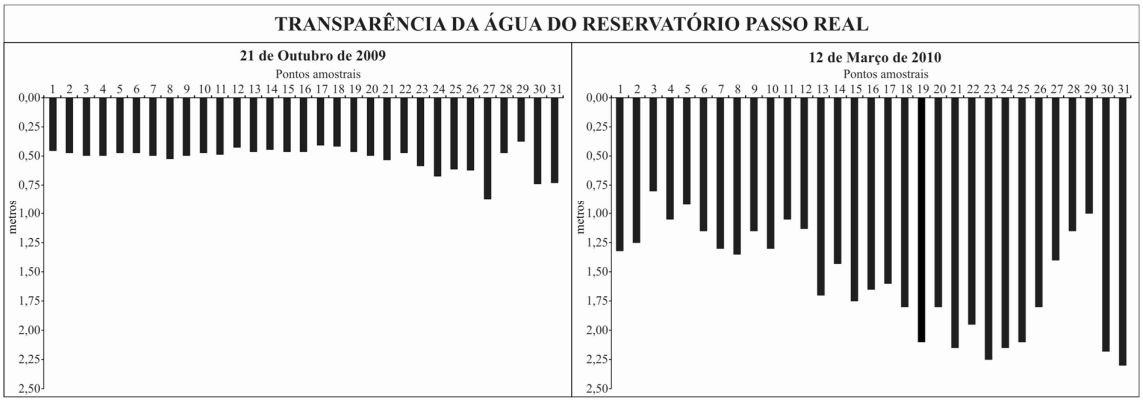

Figura 18 – Transparência da água nos pontos amostrais do reservatório Passo Real em 21 de outubro de 2009 e 12 de março de 2010.

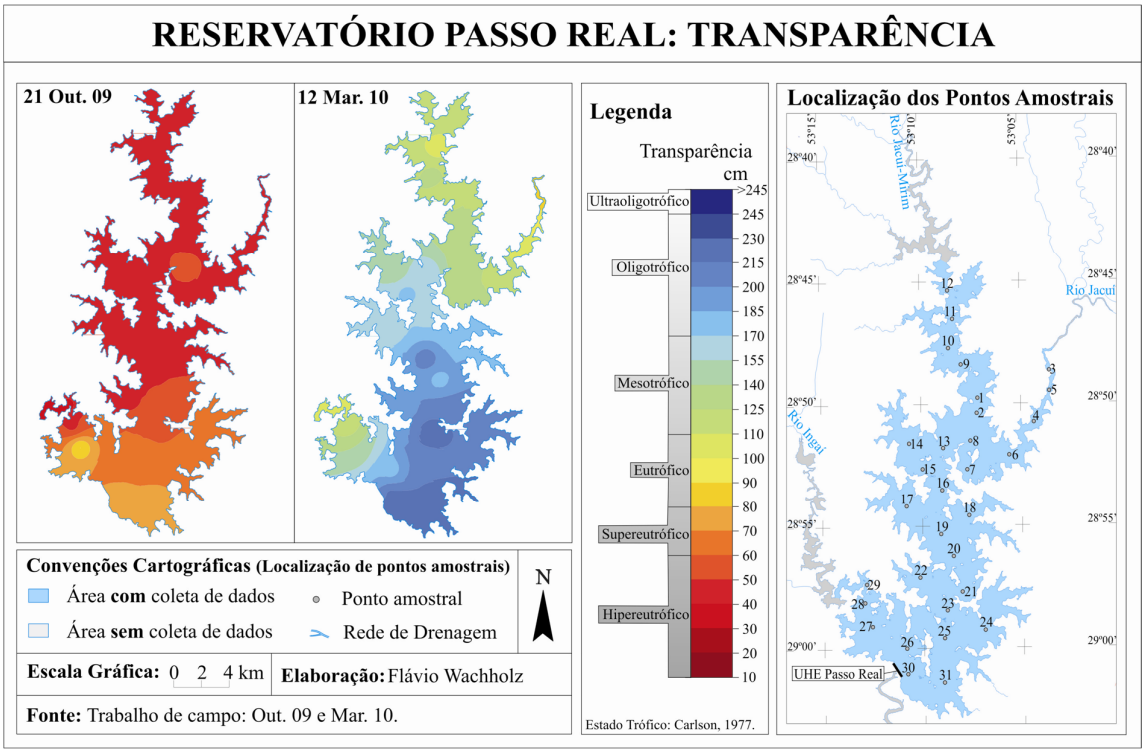

Figura 19 – Distribuição espacial da transparência da água do reservatório Passo Real nos meses de outubro de 2009 e março de 2010.
Fonte: Adaptado de Wachholz (2011).

4.2.4 Carbono orgânico dissolvido

As concentrações de COD permaneceram baixas durante os dois meses analisados e demonstrou não estar tão relacionado com os processos externos ao reservatório como foi o caso da transparência, TSS e clorofila *a* (Figura 20 e Figura 21).

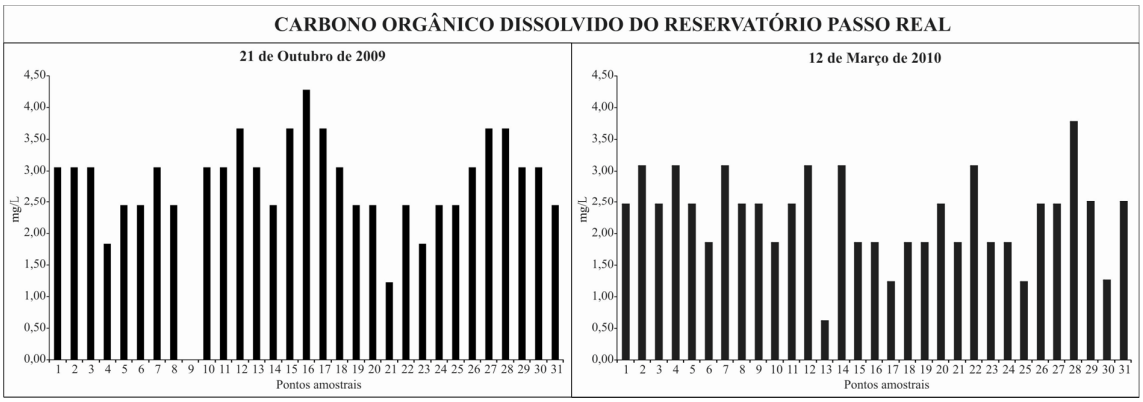

Figura 20 – Concentração de carbono orgânico dissolvido nos pontos amostrais do reservatório Passo Real em 21 de outubro de 2009 e 12 de março de 2010.

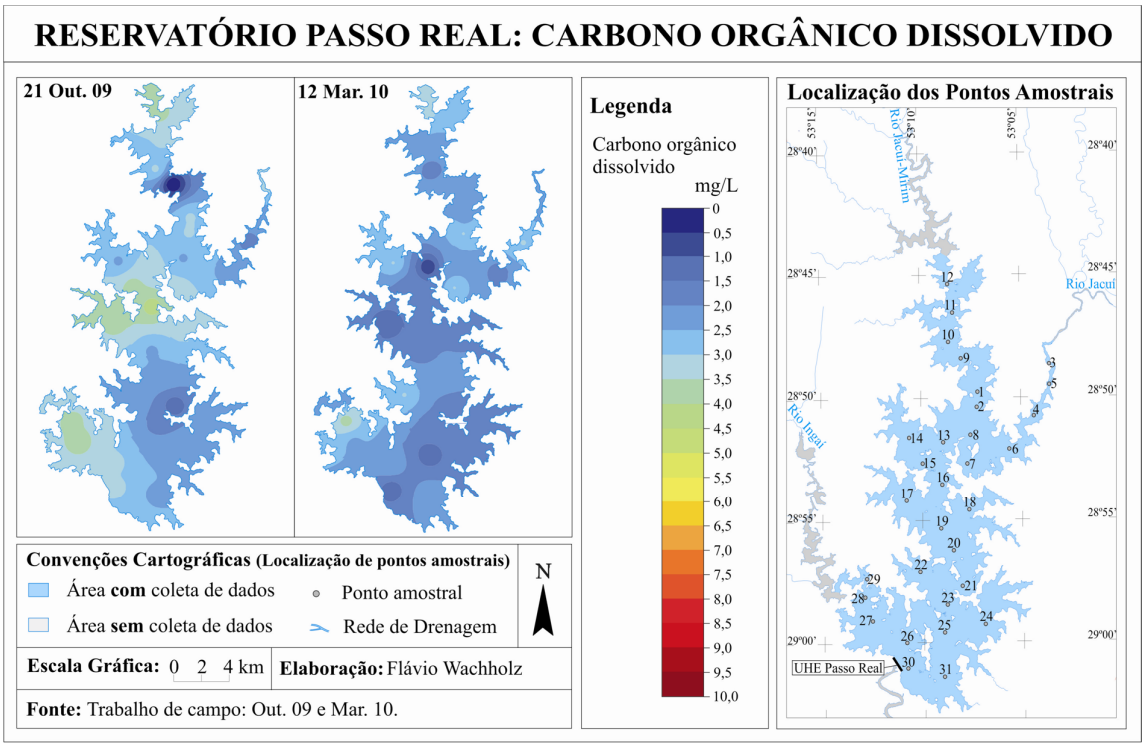

Figura 21 – Distribuição espacial do carbono orgânico dissolvido do reservatório Passo Real nos meses de outubro de 2009 e março de 2010.
Fonte: Adaptado de Wachholz (2011).

O carbono orgânico dissolvido (COD) relaciona-se com a quantidade de matéria orgânica encontrada no corpo hídrico provinda da decomposição de materiais vegetais e animais submersos (ESTEVES, 1998). Uma das principais formas do COD encontrado em reservatórios são as substâncias húmicas originadas principalmente pela comunidade planctônica. Com essa premissa, compreende-se que os pontos com concentração de COD maior que a média dos períodos analisados, principalmente em outubro de 2009, se deu nos compartimentos em que se apresentaram as maiores concentrações de clorofila *a* no reservatório.

4.3 Discussão dos dados limnológicos

Para fins de síntese e comparação entre as variáveis limnológicas do reservatório Passo Real, calcularam-se os valores médios, mínimos e máximos dos dados dos meses de outubro de 2009 e março de 2010 (Tabela 2). De maneira geral, notou-se uma diminuição expressiva nas médias das variáveis limnológicas encontradas março de 2009 em comparação com os maiores índices de outubro de 2009. A menor diferença encontrada foi a de carbono orgânico dissolvido que manteve médias semelhantes nos dois meses analisados, porém constatou-se que a localização de pontos amostrais com concentração de COD acima da média estavam localizados em compartimentos com maiores concentrações de Chl *a*.

A média de concentração de clorofila *a* passou de outubro de 2009 com 38.6 µg/L para 12,2 µg/L, com destaque ao ponto 29 que apresentou o maior valor de concentração do pigmento nos dois meses analisados. O ponto amostral 29 teve destaque também ao ter o maior valor de concentração de TSS no mês de outubro, o que consequentemente resultou em valor mínimo de transparência da água neste mês analisado. Em uma análise geral do reservatório a transparência da água foi inversamente proporcional às concentrações de TSS e Chl *a*.

Tabela 2 - Mínimos, máximos e médias das variáveis limnológicas medidas no reservatório Passo Real em outubro de 2009 e março de 2010.

Variáveis em Outubro de 2009	Mínimo		Máximo		Média
	Valor	Amostra	Valor	Amostra	
Clorofila *a* (µg/L)	1,68	5	439,50	29	38,6
Totais de Sólidos em Suspensão (mg/L)	2,67	1	42,00	29	12,2
Carbono Orgânico Dissolvido (mg/L)	1,22	21	4,28	16	2,8
Transparência (m)	0,38	29	0,88	27	0,52

Variáveis em Março de 2010	Mínimo		Máximo		Média
	Valor	Amostra	Valor	Amostra	
Clorofila *a* (µg/L)	3,4	3	131,8	29	15,8
Totais de Sólidos em Suspensão (mg/L)	0,67	27	10,7	16	3,7
Carbono Orgânico Dissolvido (mg/L)	0,60	13	3,7	28	2,3
Transparência (m)	0,80	3	2,30	31	1,55

4.3.1 Relação das variáveis limnológicas com a cor da água

A cor da água visualizada em campo fornece algumas informações dos constituintes opticamente ativos presentes no reservatório. As cores: marrom avermelhado, marrom claro, marrom escuro, marrom verde, verde e verde claro foram observadas na água do reservatório Passo Real. O número de ocorrência de cores no reservatório em cada mês analisado é apresando na Figura 22.

A cor marrom avermelhado da água deve-se a forte influência do sistema lótico em outubro de 2009. Provavelmente a visualização desta cor na água é decorrente por ter sido um mês chuvoso, o que ocasionou uma alta entrada de material em suspensão. No mês de outubro de 2009, a entrada das águas do rio Jacuí proporcionou que a cor do reservatório fosse marrom claro e a zona de mistura com o rio Jacuí-Mirim uma cor marrom escuro.

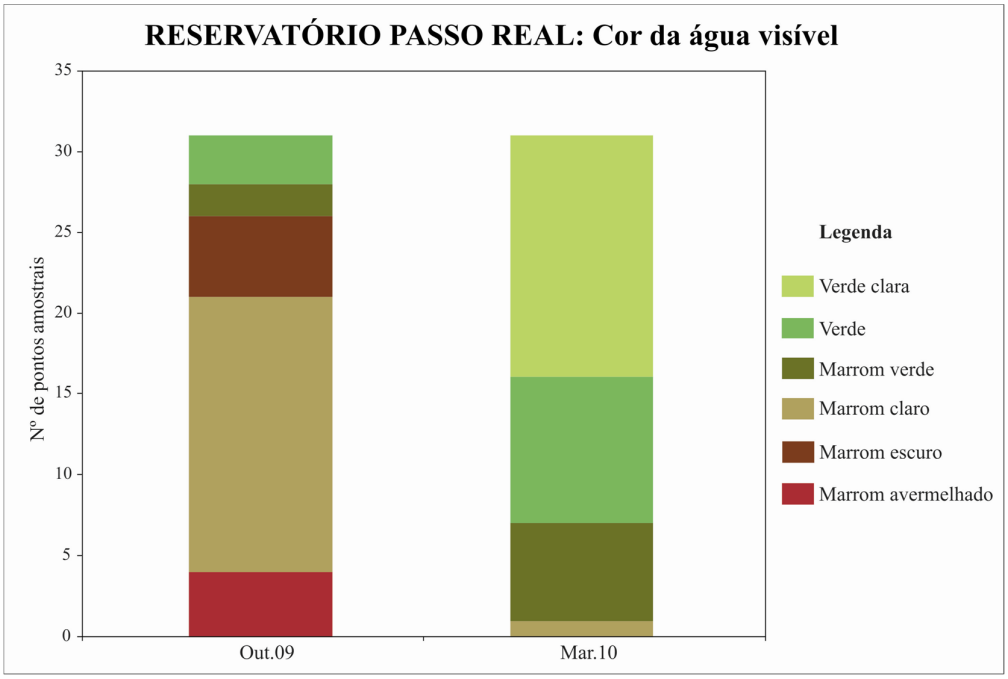

Figura 22 – Cores da água do reservatório Passo Real em outubro de 2009 e março de 2010.

A cor marrom claro foi a que predominou na maioria dos pontos amostrais no mês de outubro de 2009, principalmente nas regiões de transição rio-reservatório, porção central do reservatório e próximo ao dique. A cor verde foi encontrada nos pontos de entrada de água do rio Ingaí, onde apresentou alta concentração de clorofila *a*. A concentração de clorofila *a* também pode ser apontada como causa da cor marrom verde, associada à concentração de sólidos em suspensão em pontos amostrais nas entradas dos rios Jacuí e Ingaí. A cor verde claro e verde predominaram na água do reservatório em março de 2010, principalmente pelas baixas concentrações de sólidos em suspensão na água.

4.4 Reflectância da água e os componentes opticamente ativos

Inicialmente é apresentada uma análise exploratória dos espectros de reflectância obtidos em campo nos dois meses analisados, outubro de 2009 e março de 2010. Na sequência são demonstrados os resultados de técnicas implementadas sobre os espectros e que permitiram potencializar a extração de informações. Concomitante a análise dos espectros e das técnicas aplicadas é apresentado o resultado da correlação dos dados espectrais e limnológicos com o uso de testes estatísticos.

4.4.1 Espectros de reflectância de campo

Os espectros de reflectância da água do reservatório Passo Real foram coletados em outubro de 2009 e março de 2010 (Figura 23). Foi realizada a coleta entre as 09:15 horas e 16:32 horas do dia 21 de outubro de 2009, sob condições de sol entre nuvens e parcialmente nublado em alguns pontos, com ventos de fraca intensidade, sendo a velocidade máxima registrada de 15 Km/h no ponto 11. A rugosidade da água esteve lisa ou baixa na maioria dos pontos, exceto nos pontos 3, 11, 25, 26, 31 e 32, que presentaram rugosidade média.

No dia 12 de março de 2010 as coletas ocorrem entre as 09:32 horas e 16:30 horas, sob condições de céu claro, com ventos de fraca intensidade, sendo a velocidade máxima registada de 10,9 Km/h no ponto 6. A rugosidade da água esteve muito baixa na maioria dos pontos e alguns registros de rugosidade lisa (pontos 25, 26, 27, 29 e 30).

As condições de tempo encontradas nos dias de trabalhos de campo foram adequadas para as coletas espectrorradiométricas de acordo com Milton (1987), Steffen (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 (CORAZZA, 2010).

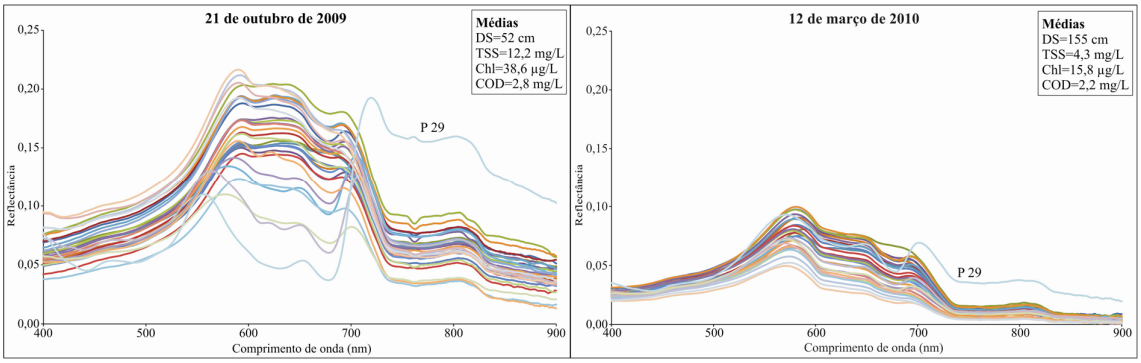

Figura 23 - Espectros de refletância de campo do reservatório Passo Real.

Sob um aspecto geral, nos dois períodos analisados, não houve feições nítidas de absorção na faixa dos comprimentos de onda do azul (400 a 515 nm), tendência já esperada de acordo com o exposto por Kirk (1994) sobre as concentrações de clorofila estarem ligadas à baixa reflectância no azul e ocorrer um aumento da reflectância a partir do verde. Constatou-se então, um gradual aumento da reflectância até 585 nm em outubro de 2009 e 575 nm em março de 2010, faixa dos comprimentos de onda do verde, na qual o pico de reflectância é o mais acentuado dos espectros.

A reflectância foi mais elevada em outubro de 2009 para todos os comprimentos de onda, devido à concentração de TSS ser maior que em março de 2010. Segundo Kirk (1994) a presença de sólidos em suspensão (inorgânicos) acarreta a elevação da reflectância em comprimentos de onda de 450 a 900 nm. Para ambos os períodos, na faixa dos comprimentos de onda do vermelho entre 600 e 700 nm verificou-se uma inflexão dos espectros, porém nos espectros de outubro de 2009 nota-se a presença mais marcante de duas feições de absorções devido a presença de clorofila *a* centradas em aproximadamente 610 e 675 nm. Entre os 700 e 735 nm houve uma brusca queda da reflectância, segundo Dekker (1993) ocorre devido à absorção da água e somente em 810 nm foi registrado um novo aumento da reflectância, porém de pequenas proporções. Feições semelhantes às registradas no mês de outubro de 2009 foram encontradas em espectros de reflectância do reservatório da UHE Dona Francisca em estudo realizado por Corazza (2010) e em estudo realizado por Zhang *et al*. (2009) no Lago Taihu (China) em período de primavera no hemisfério norte.

A partir da primeira análise exploratória dos espectros foi possível inferir a atuação de alguns componentes opticamente ativos nas características espectrais do reservatório. Os dados espectrais do reservatório Passo Real em outubro de 2009 apresentaram altos valores de reflectância, devido a alta concentração de TSS e clorofila *a* comparada com os espectros de março de 2010.

Nota-se que no ponto amostral 30 o pico de reflectância está presente em 590 nm devido à alta concentração de TSS e este pico se descola para 550 nm em pontos com alta concentração de clorofila *a* como no ponto 29. Em curvas semelhantes ao ponto amostral 29 ocorreu também uma redução da reflectância em relação aos demais espectros no intervalo de 400 a 675 nm. Ainda é encontrado um feição de absorção em 438 nm (em outubro de 2009), comprimento de onda característico da presença de altas concentrações de clorofila *a* em estudo apresentado por Weaver e Wrigley (1994).

O pico na região do infravermelho teve magnitude maior do que o pico na região do verde em algumas amostras em função da alta concentração de clorofila *a* (floração de algas). A curva que mais se destacou foi a do ponto 29 em que o espectro assemelhou-se mais com a resposta espectral da vegetação terrestre na região do infravermelho, devido à proliferação de cianobactérias. Em relação ao pico de reflectância no vermelho, este é provocado pela fluorescência da clorofila *a* (685 nm) em florações de algas, desta forma, ocorre o deslocado para comprimentos de onda maiores, chegando em 718 nm no ponto 29 em outubro de 2009 e 700 nm em março de 2010, conforme o aumento da concentração. Esta ocorrência também foi observada em estudos realizados por Pereira Filho *et al.* (2011) e Wachholz (2011).

Em março de 2010 todas as amostras apresentaram feições em comum, entre elas maiores picos de reflectância na região do verde (devido ao espalhamento causado pelos pigmentos), do que em relação ao pico em 700 nm, início do decréscimo de reflectância em direção à região do infravermelho. Tanto em outubro de 2009 e março de 2010 a feição de absorção relacionada à clorofila *a* é encontrada em quase todos os espectros em 676 nm. A reflectância em março de 2010 foi menor em comparação a outubro de 2009, devido à redução do material em suspensão em março de 2010 (média de TSS em Out.09=12,2 mg/L e média TSS em Mar.10=4,3 mg/L).

Na Figura 24 é apresentada a correlação entre os valores de reflectância em todos os comprimentos de onda dos pontos amostrais e as variáveis limnológicas no mês de outubro de 2009.

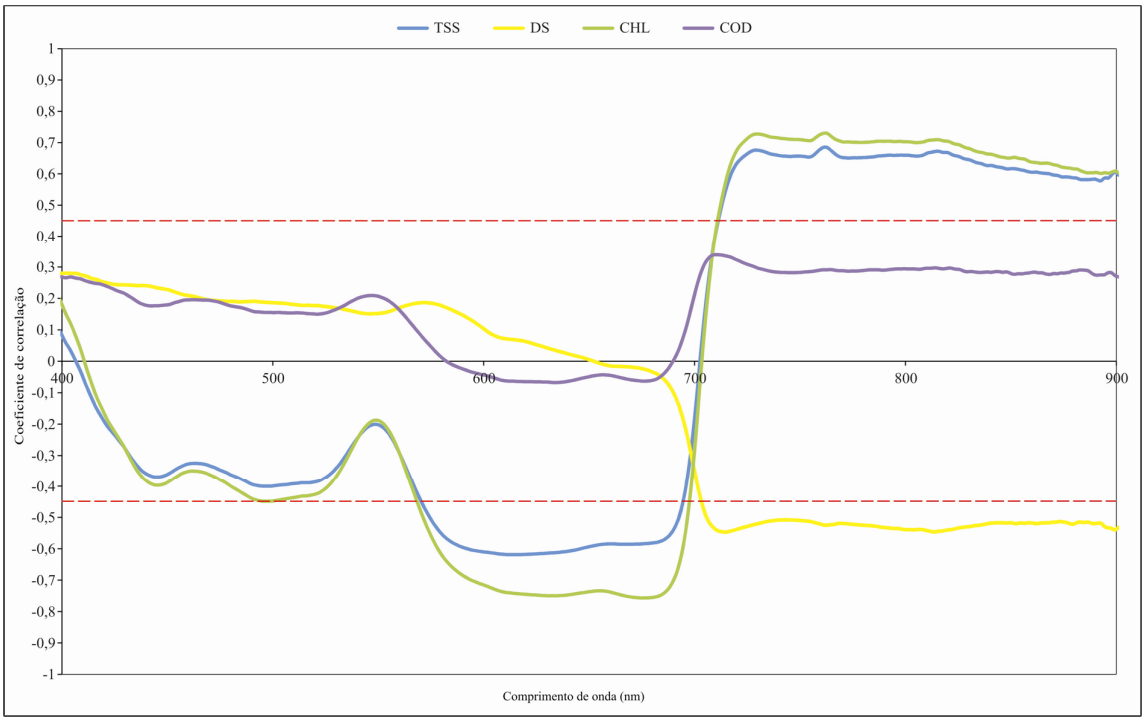

Figura 24 - Correlograma do valor de reflectância nos diferentes comprimentos de onda com totais de sólidos em suspensão, transparência, clorofila *a* e carbono orgânico dissolvido no mês de outubro de 2009 (linha em vermelho – limite dos valores estatisticamente s ignificativo, α=0,01).

As correlações da Chl *a* e do TSS apresentaram fracos valores entre 400 e 550 nm. Entre os comprimentos de onda de 565 e 697 nm foram encontradas correlações altas (entre -0,45 e -0,75) e estatisticamente significativas com o TSS e principalmente com a Chl *a*, sendo a correlação de -0,45 os limites obtidos para um nível de confiança de 99%. Em 704 nm ocorre uma inversão para uma alta correlação positiva (entre 0,45 e 0,71) em direção a 710

nm, onde ocorre estabilidade nas correlações para a faixa do infravermelho, também sendo estatisticamente significativas com o TSS e Chl *a*.

Embora o comportamento das curvas de correlação do TSS com a reflectância seja semelhante a da Chl *a*, não a supera em significância. Nota-se que a partir de 710 nm enquanto o TSS e Chl *a* apresentam correlações positivas, o DS possui correlação negativa com a reflectância da água. O COD apresentou fraca correlação com a reflectância. Estas constatações demostram que embora o TSS apresente correlação com a reflectância da água é a que Chl *a* domina a resposta espectral da água do reservatório. Na Figura 25 são apresentados os diagramas de dispersão e melhores ajustes da Chl *a* e TSS com os principais comprimentos de onda identificados nas curvas espectrais.

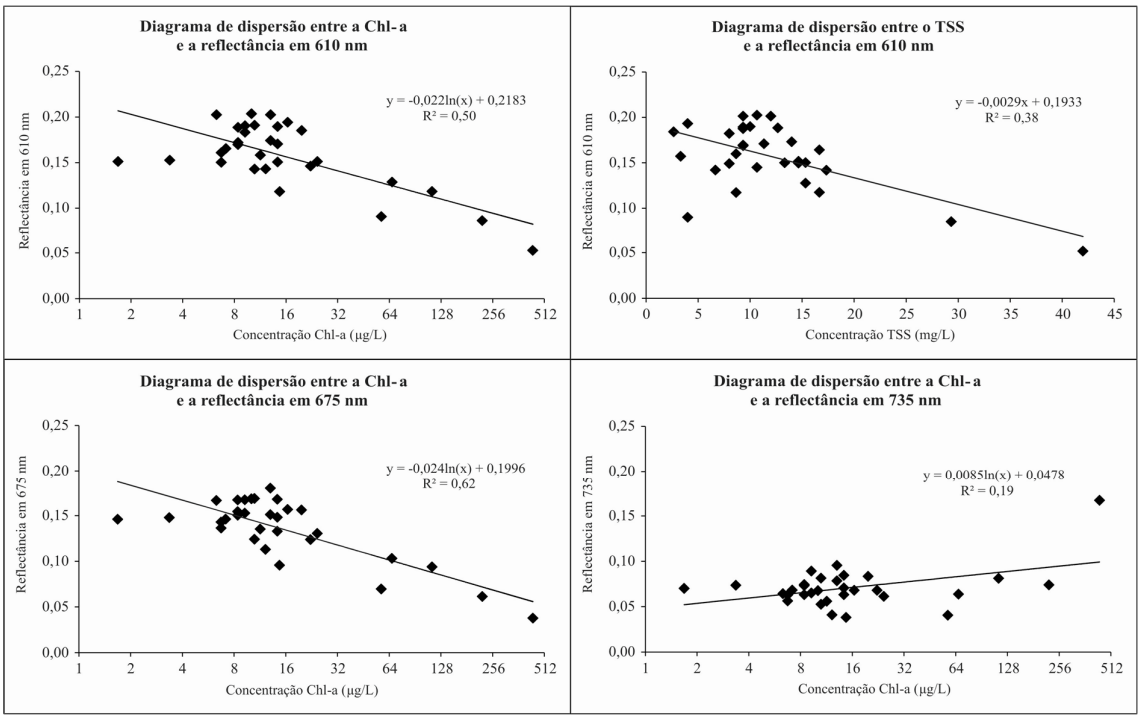

Figura 25 - Diagramas de dispersão entre as variáveis limnológicas Chl *a* e TSS e a reflectância em 610, 675 e 735 nm no mês de outubro de 2009.

Em 610 nm, comprimento de onda de absorção da ficocianina, obteve-se um valor de coeficiente de determinação de 0,50 com ajuste logarítmico, o que significa que 50% da reflectância pode ser explicada pela Chl *a*. Mesmo predominando a clorofila, o TSS pode também influenciar neste comprimento de onda, pois foi encontrado um R^2 significativo de 0,38 em equação de ajuste linear. Em 675 nm, no comprimento de onda de máxima absorção da Chl *a*, o R^2 foi de 0,62 (ajuste logarítmico), constituindo-se o de maior correlação. Para o

comprimento de onda de 735 nm foi encontrado um R^2 de 0,19, não permitindo se afirmar estatisticamente a influência da clorofila *a*.

Na Figura 26 é apresentada a correlação entre os valores de reflectância em todos os comprimentos de onda dos pontos amostrais com os valores dos dados limnológicos no mês de março de 2010.

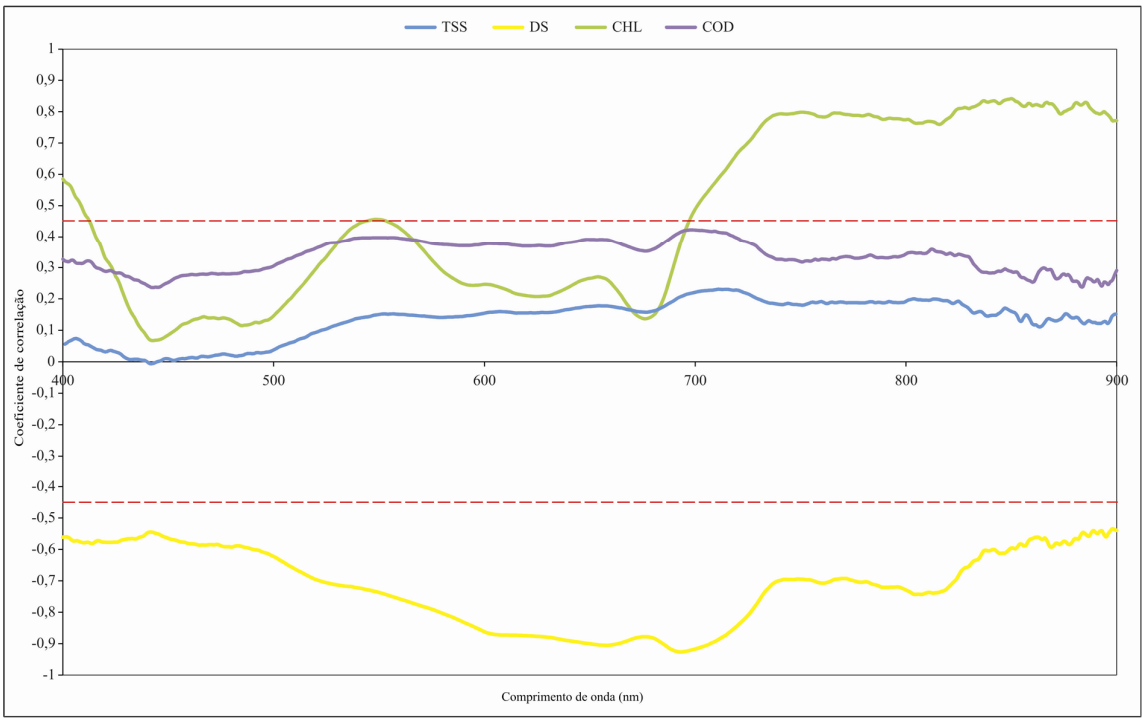

Figura 26 - Correlograma do valor de reflectância nos diferentes comprimentos de onda com totais de sólidos em suspensão, transparência, clorofila *a* e carbono orgânico dissolvido no mês de março de 2010 (linha em vermelho – limite dos valores estatisticamente significativo, α=0,01).

Em todos os comprimentos de onda foram encontradas correlações altas (entre -0,45 e -0,92) e estatisticamente significativas com a transparência da água, com maior correlação em 693 nm. Estes altos índices de correlação se deram devido à baixa concentração de TSS e Chl *a*.

As linhas de correlação do TSS e do COD apresentaram correlações muito baixas, não se constituindo estatisticamente significattransivas. As correlações da Chl *a* apresentaram-se regularmente fracas, porém significativa em 547 nm e mais forte a partir de 698 nm e em toda faixa do infravermelho. Constata-se que neste mês predominou a influência da Chl *a*. Na Figura 27 são apresentados os diagramas de dispersão e melhores ajustes da transparência e Chl *a* com os principais comprimentos de onda identificados nas curvas espectrais.

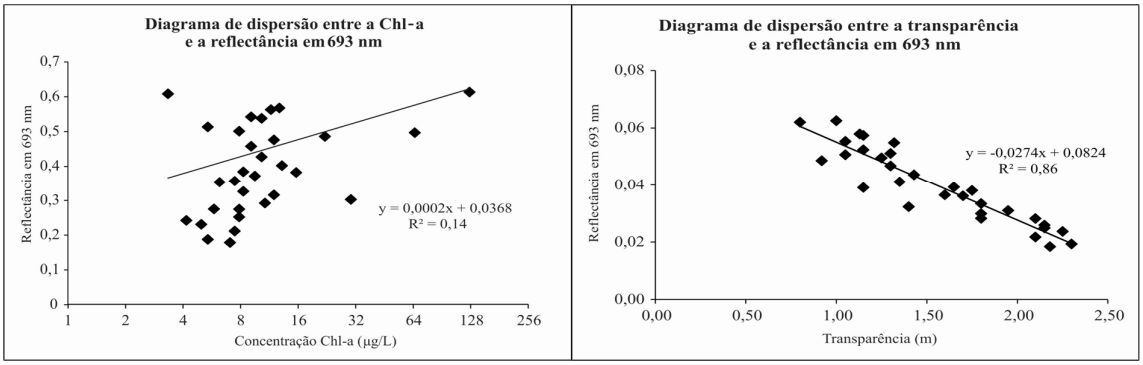

Figura 27 - Diagramas de dispersão entre variáveis limnológicas transparência e Chl *a* e a reflectância em 693 e 735 nm no mês de março de 2010.

Em 693 nm, faixa de absorção da água pura, obteve-se um valor de coeficiente de determinação de 0,14 com a clorofila *a*, demostrando a pouca influência deste constituinte neste comprimento de onda em março de 2010. Por consequência deste fato comprimento de onda de 693 nm apresentou um ajuste linear com R^2 de 0,86 ao ser relacionado aos dados de transparência da água.

4.4.2 Técnicas para extração de informações e análise de espectros

Apresentam-se a seguir as técnicas utilizadas neste trabalho para extração de informação de espectros de reflectância obtidos em campo. A primeira derivada e a remoção do contínuo foram utilizadas com o intuito de facilitar a interpretação dos espectros e permitir eliminação de parte dos ruídos presentes e isolar ou ressaltar feições específicas de absorção ou espalhamento que podem ser indicativas das substâncias presentes na água.

4.4.2.1 Primeira derivada

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*. Além disso, as inflexões onde o valor da derivada se acentua positivamente correspondem ao comprimento de onda em que o aumento da reflectância também é positivo. Ao contrário, nos comprimentos de onda que o valor de reflectância decai, a derivada se inclina para picos de valores negativos. Estas duas últimas características estão

destacadas com as linhas perpendiculares as curvas de reflectância e da derivada (GOODIN *et al.*, 1993; TRENTIN, 2009; CORAZZA, 2010). Na Figura 28 são apresentados os resultados da derivação de primeira ordem dos espectros coletados no reservatório Passo Real nos meses de outubro de 2009 e março de 2010. Embora apresente variações de reflectância em ambos os períodos analisados, nota-se menor em março de 2010 devido ao menor albedo em relação a outubro de 2009, como visto nos espectros originais.

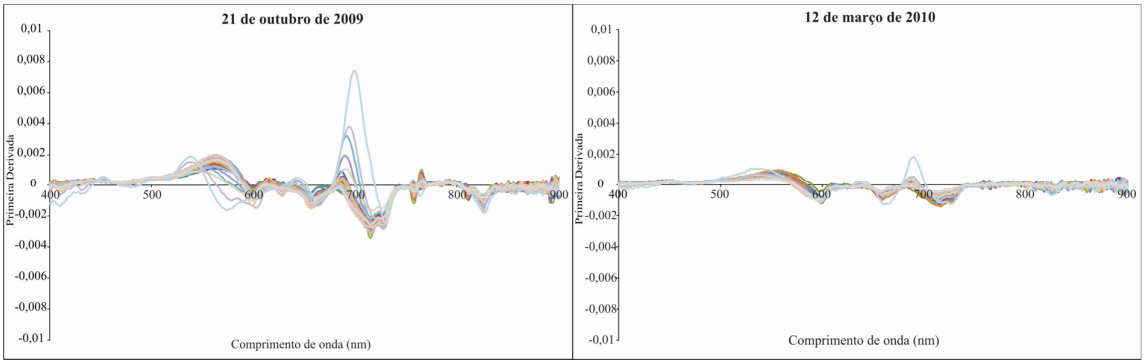

Figura 28 - Derivada de primeira ordem dos espectros de reflectância do reservatório Passo Real.

Na faixa espectral de 400 a 500 nm os espectros apresentaram uma variação muito baixa (próxima a zero) e um padrão semelhante, devido à ausência de feições de absorção ou espalhamento nos comprimentos de onda do azul. Em torno de 565 nm a derivação ressaltou uma forte variação positiva relativa ao pico de reflectância apresentado pelos espectros no verde.

A partir das pequenas feições de absorção na reflectância da água em torno de 600 e 660nm, ocorreu uma inversão da reflectância, que passou a apresentar uma variação negativa que pode ser associada à feição de absorção da ficocianina. Nota-se que em março de 2010 é apresentado um patamar de 610 a 645 nm antes da absorção em 660 nm e em outubro de 2009 neste mesmo intervalo ocorre variações positivas em 615 nm e 638 nm antes da absorção em 660 nm. Na sequência é apresentada uma variação positiva em 685 nm em ambos os períodos analisados, nota-se um aumento gradual de refletância e em outubro de 2009 ocorre também um deslocamento deste pico para 700 nm conforme o aumento da clorofila *a*. Han e Rundquist (1997) em dados do reservatório de Nebraska (EUA) observaram que 93% (r^2=0.93) da primeira derivada em 690 pode ser explicada pela clorofila *a*.

A maior inflexão negativa que ocorre no espectro da derivada se refere ao comprimento de onda em 715nm, o qual corresponde ao decréscimo acentuado da reflectância

em direção a faixa do infravermelho, após a região do patamar entre 590 e 680nm nos espectros originais. Em 825nm ocorre novamente uma pequena feição negativa da derivada, mas perceptível nos espectros de outubro de 2009.

Na Figura 29 é apresentada a correlação entre os valores de derivada em todos os comprimentos de onda dos pontos amostrais com os valores dos dados limnológicos no mês de outubro de 2009. A linha de correlações da Chl a, embora sejam de maior significância, apresentou um padrão semelhante ao do TSS.

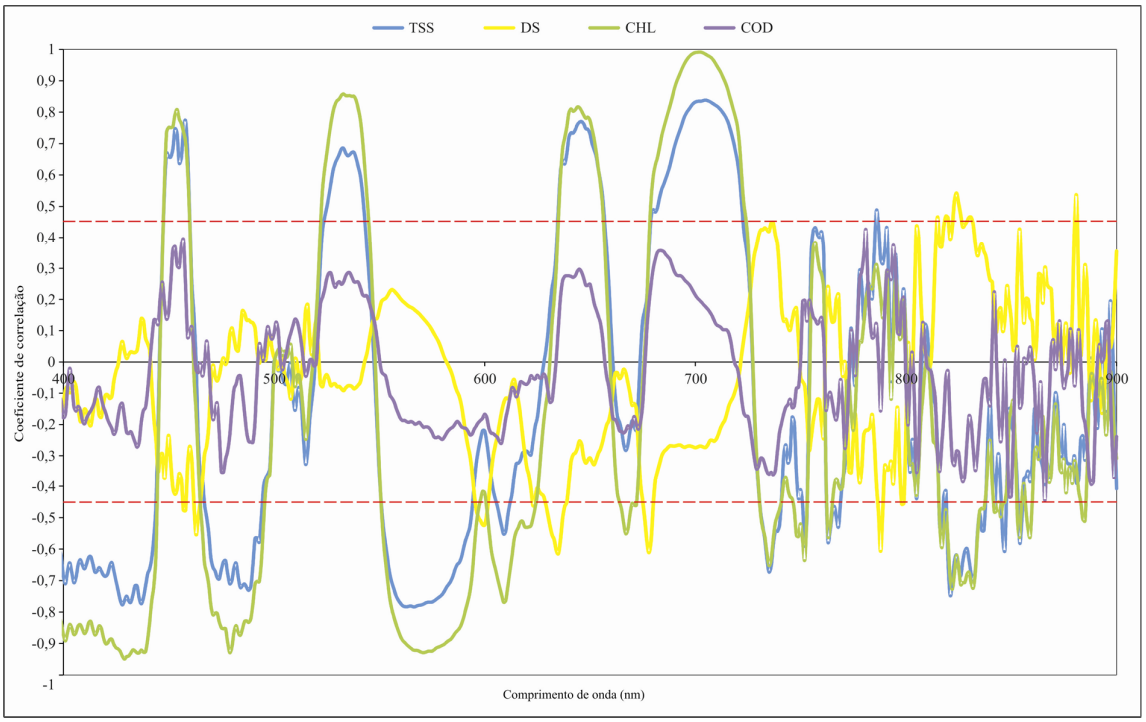

Figura 29 - Correlograma da primeira derivada nos diferentes comprimentos de onda com totais de sólidos em suspensão, transparência, clorofila-*a* e carbono orgânico dissolvido no mês de outubro de 2009 (linha em vermelho – limite dos valores estatisticamente significativo, α=0,01).

Dentre as correlações estatisticamente significativas entre a primeira derivada, Chl *a* e TSS, destacam-se as faixas de 448-460 nm, 522-546 nm, 636-657 nm e 679-723nm com coeficientes de correlação positiva entre os dados de 0,45 a 0,99. Esta última faixa (679-723nm) 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 influência do TSS em comprimentos de onda próximos a 710 foi apontado em estudo realizado por Chen *et al.* (1992) no qual também encontrou alta

correlação com este COA utilizando a primeira derivada. Também foram observadas correlações negativas de 400-445 nm, 466-495 nm, 552-596 nm e em torno de 610 nm com coeficientes negativos de -0,45 a -0,94.

A transparência resultou em correlações significativas em 466nm, 634 nm, 678 nm e 688nm. O COD apresentou fraca correlação com a reflectância. Na Figura 30 são apresentados os diagramas de dispersão e melhores ajustes da Chl *a* e TSS com os principais comprimentos da primeira derivada identificados nas curvas espectrais.

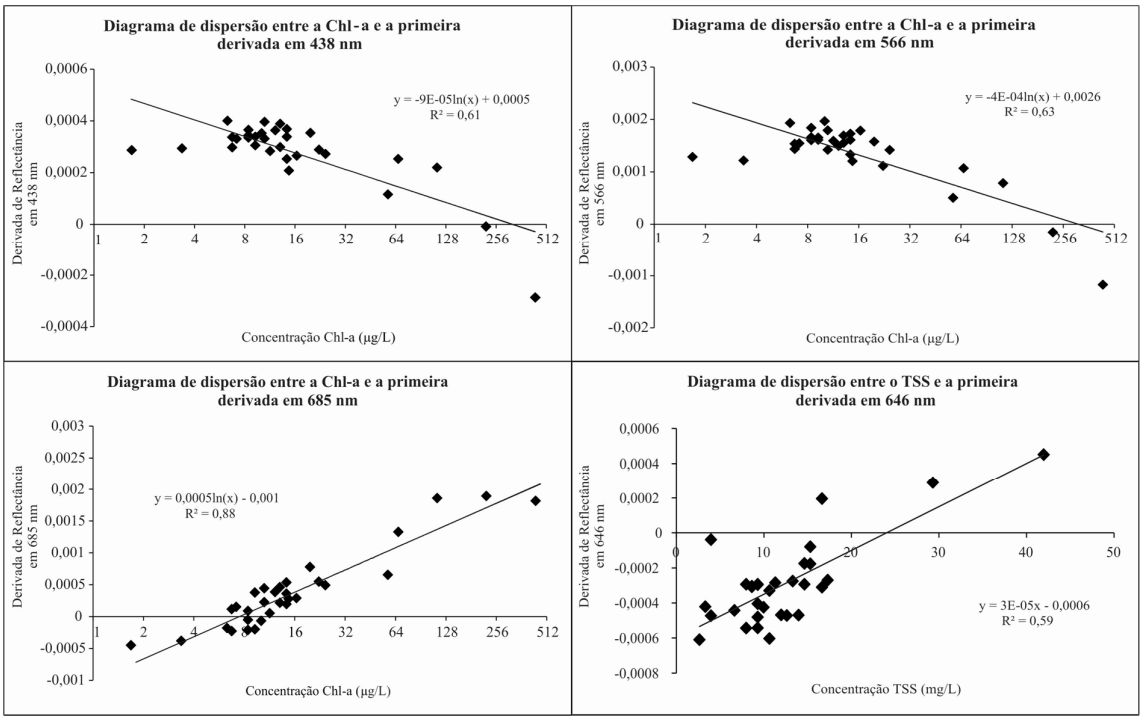

Figura 30 - Diagramas de dispersão entre a variável limnológica Chl *a* e a primeira derivada em 438, 566 e 685 nm e entre o TSS e a primeira derivada em 646 nm no mês de outubro de 2009.

Em 438 nm, comprimento de onda de absorção da clorofila *a*, obteve-se um valor de coeficiente de determinação de 0,61 em ajuste logarítmico, o que significa que 61% da reflectância pode ser explicada pela absorção por pigmento fitoplanctônico. Ainda se ressalta que esta feição pouco podia ser notada nos espectros antes da aplicação da primeira derivada. Em 566 nm, comprimento de onda próximo ao característico de absorção da ficobilina segundo Wearver e Wrigley (1994) obteve-se R^2 de 0,63 (ajuste logarítmico), atribuindo a Chl *a* esta correlação. O comprimento de onda de 685 nm correlacionado com a Chl *a* resultou em um R^2 de 0,88 em ajuste logarítmico. O TSS apresentou um coeficiente de determinação de

0,59 (ajuste linear) em 646 nm, devido à alta concentração resultando em uma maior reflectância nesta região espectral.

Na Figura 31 é apresentada a correlação entre os valores de derivada em todos os comprimentos de onda dos pontos amostrais com os valores dos dados limnológicos no mês de março de 2010.

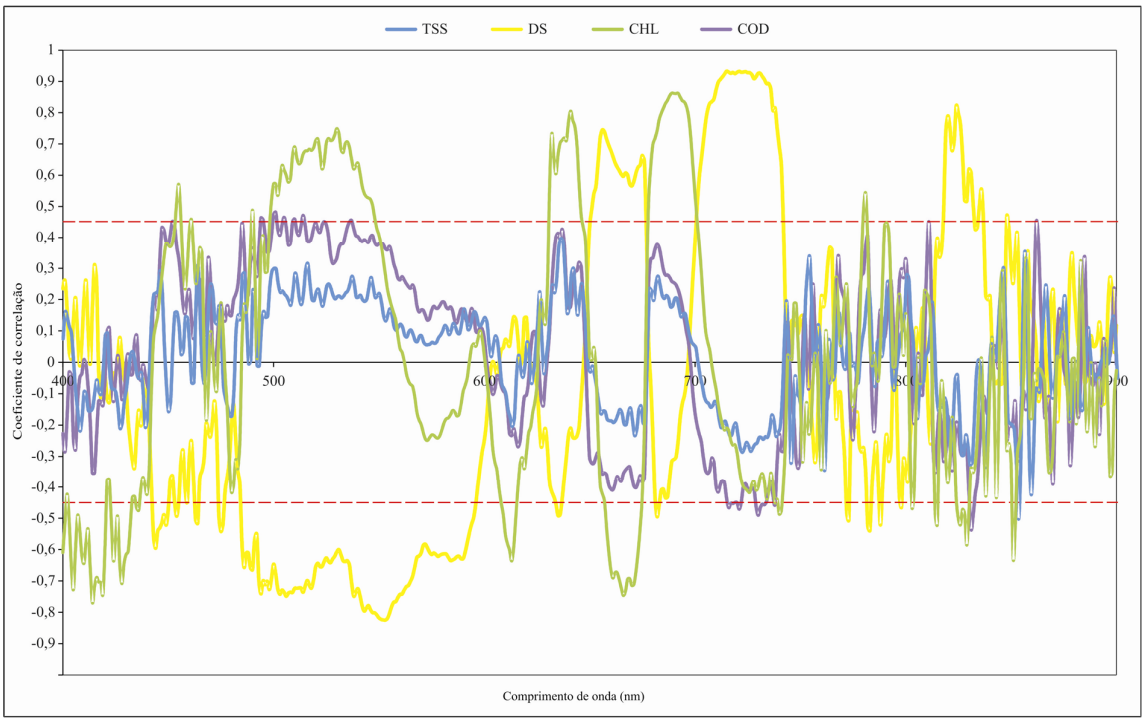

Figura 31 - Correlograma da primeira derivada nos diferentes comprimentos de onda com totais de sólidos em suspensão, transparência, clorofila *a* e carbono orgânico dissolvido no mês de março de 2010 (linha em vermelho – limite dos valores estatisticamente significativo, α=0,01).

Dentre as correlações estatisticamente significativas entre a primeira derivada e Chl *a*, destacam-se as comprimentos de onda de 455 nm, 500-547 nm, 631-646 nm e 678-702 nm, com coeficientes de correlação positivas variáveis entre 0,45 a 0,85. O maior coeficiente de correlação positiva em 685 nm encontrados com a primeira derivada da reflectância é devido às maiores concentrações de Chl *a* encontrados em alguns pontos no reservatório. Também foram observadas correlações negativas em 438 nm, característico da absorção de Chl *a*, em 615 nm pela absorção da ficocianina e 658-674 nm, característico pela fluorescência da ficocianina (WEAVER e WRIGLEY, 1994).

A transparência da água apresentou fortes correlações negativas na faixa de 485-596 nm e correlações positivas em 651-678 nm e 703-743 nm, ocorreram devido à baixa

concentração de Chl *a* e TSS em diversos pontos amostrais do reservatório. As linhas de correlação do TSS e do COD apresentaram correlações muito baixas, não se constituindo estatisticamente significativas.

A Figura 32 demonstra que em 613 nm 39% da reflectância derivada em primeira ordem pode ser explicada pela Chl *a* em um ajuste logarítmico, o que provavelmente está relacionado à absorção causada por este pigmento a partir de 610 nm visualizados nos espectros originais. Em 641 e 660 nm as fortes correlações encontradas explicam os altos valores de regressão obtidos (ajuste polinomial com R^2 de 0,66 e logarítmico com R^2 0,51, respectivamente). Em 685 nm, mesmo sendo um comprimento de onda característico de fluorescência pela Chl *a*, demonstrou grande influência ao elevar os picos de reflectância nesta região espectral ao apresentar um R^2 de 0,67 com ajuste polinomial.

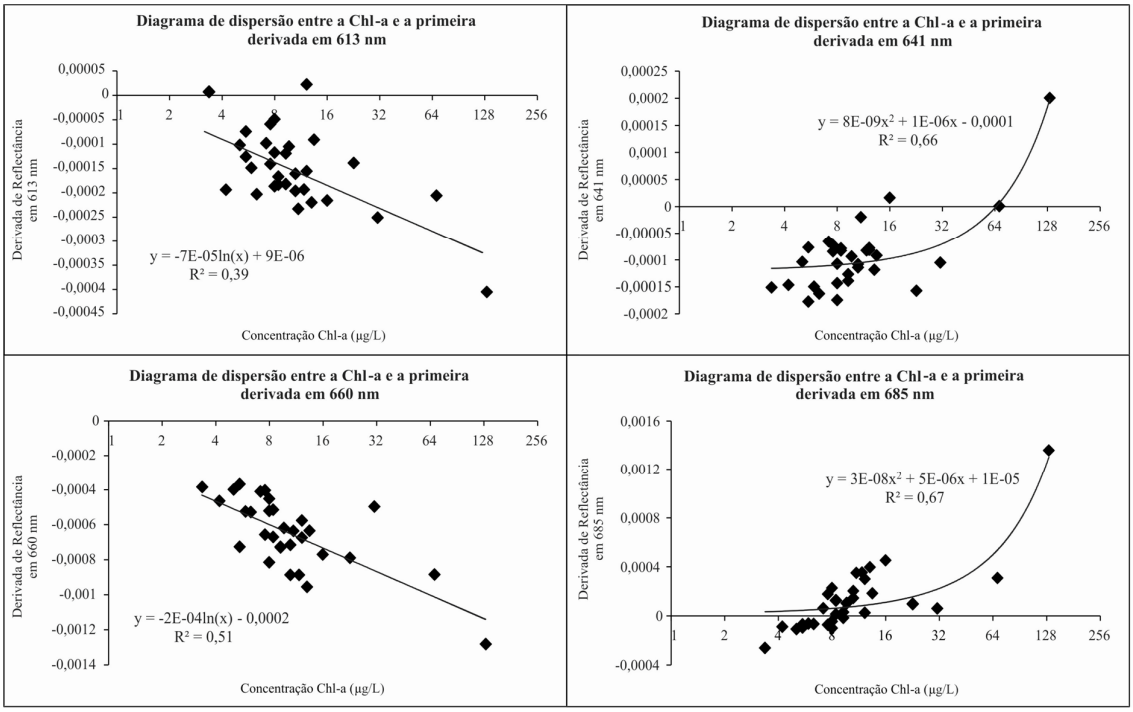

Figura 32 - Diagramas de dispersão entre a variável limnológica Chl *a* e a primeira derivada em 613, 641, 660 e 685 nm no mês de março de 2010.

4.4.2.2 Remoção do contínuo

A técnica remoção do contínuo, aplicada sobre os espectros do reservatório Passo Real, permitiu a normalização dos espectros em relação a uma referência comum e com isso

facilitou a identificação das feições de absorção, que podem ser relacionadas a diferentes pigmentos presentes na água. O contínuo foi removido para toda a faixa espectral de interesse (400 a 900 nm) e os resultados obtidos com essa técnica são apresentados na Figura 33.

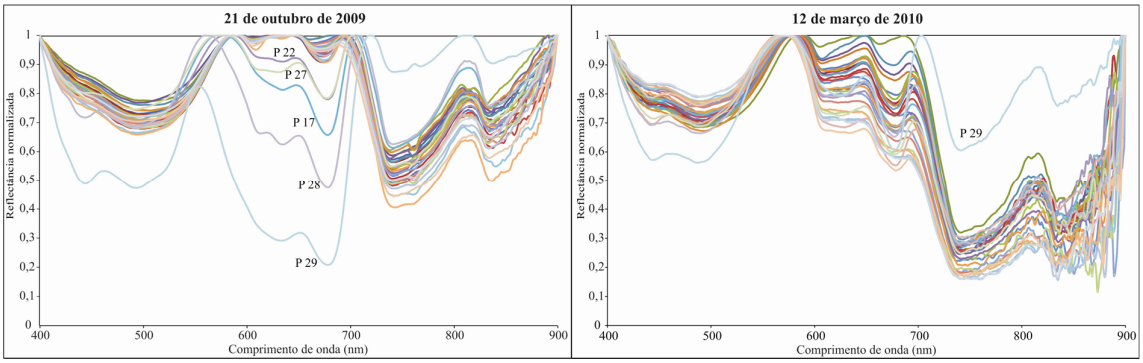

Figura 33 – Remoção do contínuo nos espectros de reflectância do reservatório Passo Real.

As feições foram analisadas para os dois períodos de estudo, anotando-se os pontos de maior profundidade da feição de absorção. Em outubro de 2009 e março de 2010 observa-se que as feições de absorção das águas, após a remoção do contínuo, apresentaram absorções em pontos semelhantes apesar de intensidades distintas. Nestes gráficos, as principais feições de absorção foram nos seguintes comprimentos de onda: 493 nm, 611 nm, 676 nm, 740 nm e 810 nm. Nota-se também a feição em 438 nm, principalmente em espectros de pontos que apresentaram alta concentração de clorofila *a*, dentre eles os pontos 28 e 29.

Apesar de a matéria orgânica dissolvida provocar forte absorção da REM em comprimentos de onda na faixa do azul, a feição medida em 493 nm, segundo Weaver e Wrigler (1994) e Nobrega (2002), pode ser indicativa pela presença da ficobilina, pigmento fotossintético presente em algas.

Após a feição de reflectância em 580 nm foram verificados os máximos de absorção da ficocianina e da clorofila *a*, também encontradas em estudos realizados por Kirk (1994) e Dekker (1993). Na sequência ocorre uma 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. Corazza (2010) encontrou semelhantes feições em espectros do reservatório Dona Francisca.

A feição de absorção em 676 nm, segundo Kirk (1994) pode ser atribuída à presença de clorofila *a*, assim como em 611 nm (absorção da clorofila in situ). Em outubro de 2009 nota-se um aumento gradual da absorção em 627 e 676 nm nos pontos 27, 22, 17, 28, 29

conforme o aumento da concentração de clorofila na água (66,5 µg/L, 57,7 µg/L, 113,7 µg/L, 223,1 µg/L e 439,5 µg/L, respectivamente).

Na Figura 34 é apresentada a correlação entre os valores de reflectância normalizada pela remoção do continuo em todos os comprimentos de onda dos pontos amostrais com os valores dos dados limnológicos no mês de outubro de 2009. Entre os comprimentos de onda de 400 e 530 nm foram encontradas correlações altas (entre -0,45 e -0,89) e estatisticamente significativas com o TSS e principalmente com a Chl *a*.

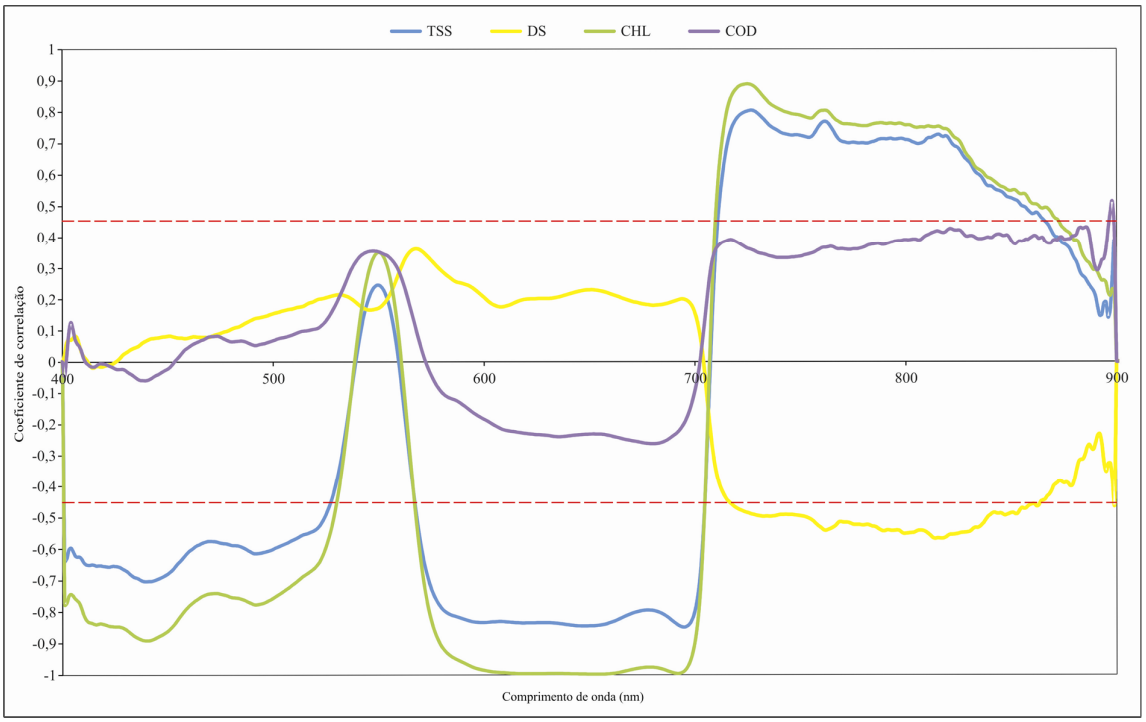

Figura 34 - Correlograma da remoção do contínuo nos diferentes comprimentos de onda com totais de sólidos em suspensão, transparência, clorofila *a* e carbono orgânico dissolvido no mês de outubro de 2009 (linha em vermelho – limite dos valores estatisticamente significativo, α=0,01).

De 507 a 704 nm novamente encontraram-se altas correlações negativas (entre -0,45 e -0,99), constituindo esta faixa espectral como a de maior correlação significativa com o TSS e Chl *a*. Após este intervalo espectral ocorre uma inversão para correlações positivas (entre 0,45 e 0,88) em 710-871 nm nas curvas de correlação do TSS e Chl *a*. Em contraponto a esta ocorrência, no mesmo intervalo espectral (710-871 nm), o DS apresenta correlações negativas estatisticamente significativas. Embora o desempenho das curvas de correlação do TSS com a reflectância seja semelhante a da Chl *a*, não a supera em significância.

O COD apresentou fraca correlação com a reflectância não sendo estatisticamente significativas. Na Figura 35 são apresentados os diagramas de dispersão e melhores ajustes da Chl *a* com as principais profundidades de banda identificadas nas curvas espectrais com contínuo removido.

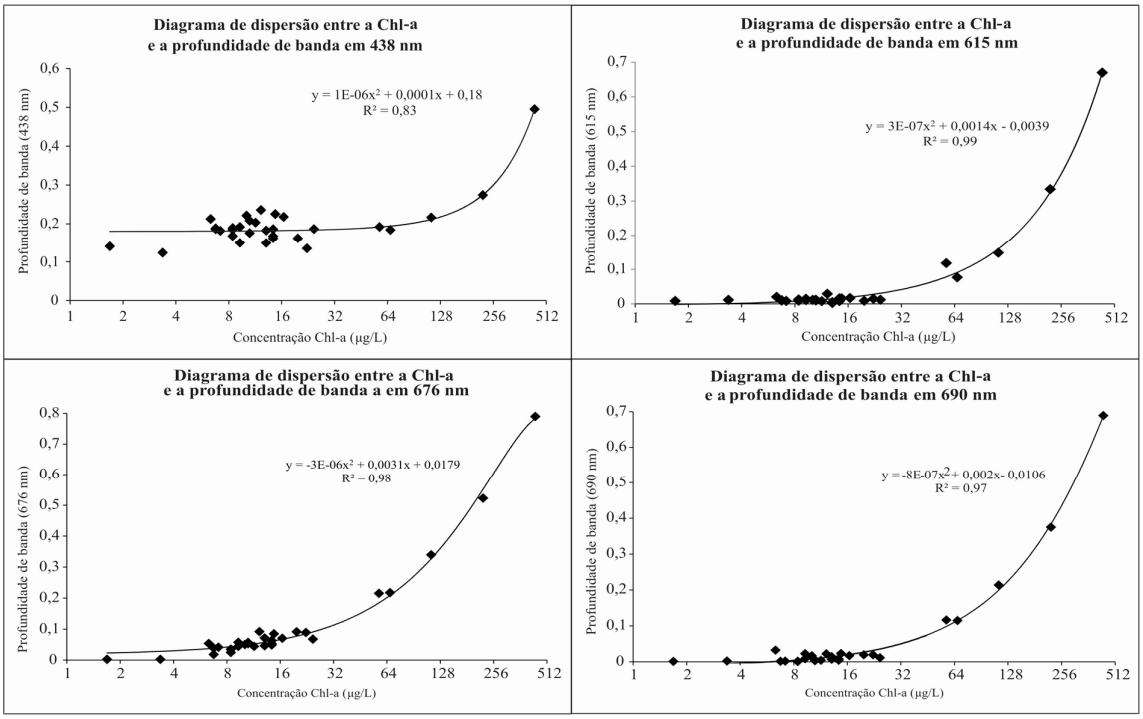

Figura 35- Diagramas de dispersão entre a variável limnológica Chl *a* e as profundidas de banda em 438, 615, 676 e 690 nm no mês de outubro de 2009.

Os dados de profundidade de banda apresentaram altas correlações em comprimentos de onda de absorção e fluorescência de clorofila *a*, com a visualização gráfica da dispersão dos dados é apresentado um ajuste polinomial entre estas variáveis. Nota-se a existência de dois grupos de acordo com a concentração de clorofila *a*, o grupo de menor concentração de clorofila *a* (de 1,68 µg/L a 16,42 µg/L) se mantem agrupado mais próximo à zero para a profundidade de banda e o grupo de maior concentração de clorofila *a* (de 19,79 µm/L a 439,5 µg/L) apresenta uma elevação conforme o aumento da concentração de clorofila *a*. Os coeficientes de determinação foram altos com o melhor ajuste dos dados a equação polinomial, sendo a correlação entre os dados estatisticamente significativa.

Na Figura 36 é apresentada a correlação entre os valores de reflectância normalizada pela remoção do continuo em todos os comprimentos de onda dos pontos amostrais com os valores dos dados limnológicos no mês de março de 2010. Entre os comprimentos de onda de

405 e 521nm foram encontradas correlações (entre -0,45 e -0,72) estatisticamente significativas com a Chl *a*. Com este COA foi encontrado correlações positivas (entre 0,45 e 0,80) na faixa 698-887 nm.

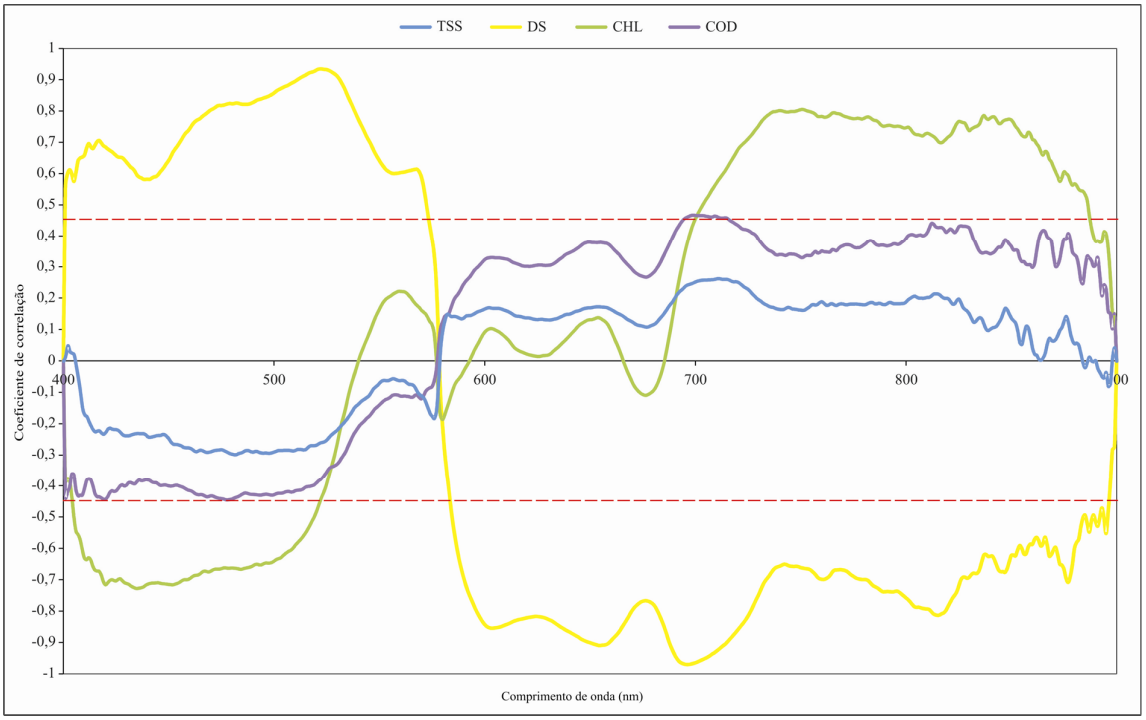

Figura 36 - Correlograma da remoção do contínuo nos diferentes comprimentos de onda com totais de sólidos em suspensão, transparência, clorofila *a* e carbono orgânico dissolvido no mês de março de 2010 (linha em vermelho – limite dos valores estatisticamente significativo, α=0,01).

O COD e o TSS apresentaram baixas correlações, não significativas em todos os comprimentos de onda estudados. Pela baixa concentração de Chl *a* e principalmente de TSS, ocorreu uma elevação da transparência da água, dessa forma, a reflectância normalizada apresentou altas correlações positivas (entre 0,45 e 0,93) com o DS entre 400 e 573 nm e correlações negativas (entre -0,45 e -0,96) na faixa espectral dos 584-896 nm. Na Figura 37 são apresentados os diagramas de dispersão da Chl *a* e da transparência com as principais profundidades de banda identificadas nas curvas espectrais com continuo removido.

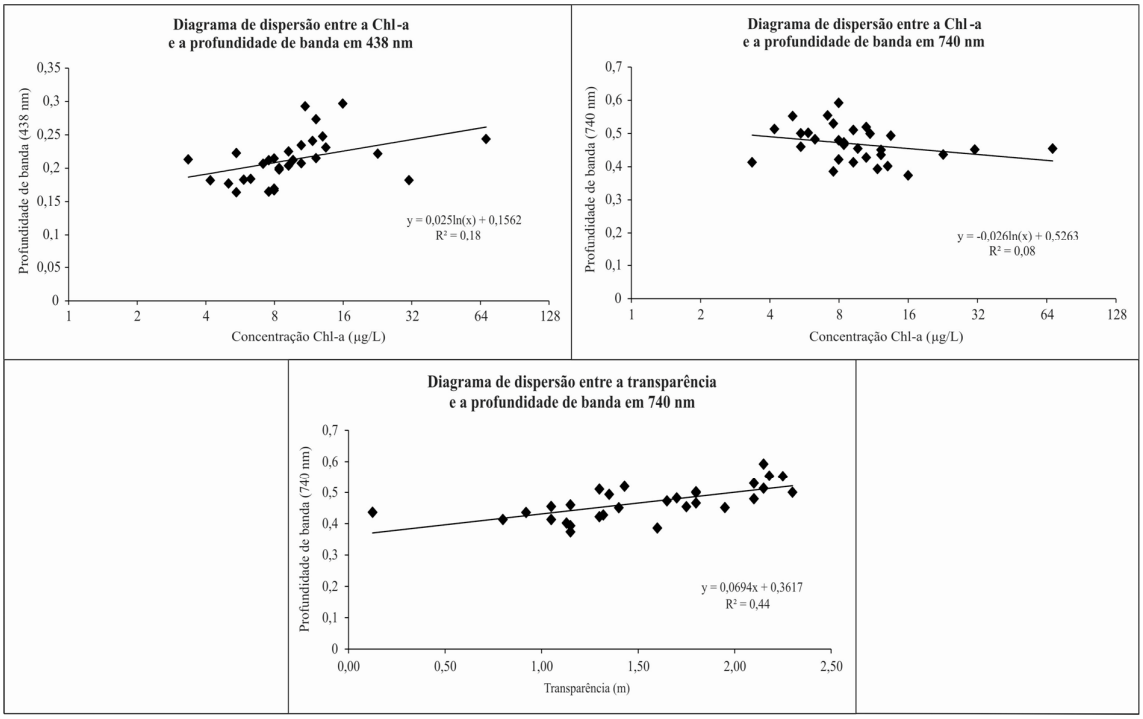

Figura 37 - Diagramas de dispersão entre a variável limnológica Chl *a* e as profundidades de banda em 438 e 740 nm e entre a transparência e a profundidade de banda em 740 nm no mês de março de 2010

Em 438 nm, comprimento de onda de absorção da clorofila *a*, obteve-se um valor de coeficiente de determinação de 0,18, demonstrando não ser estatisticamente significativa a influência da clorofila nas presentes concentrações neste comprimento de onda. Em 740 nm, comprimento de onda da faixa do infravermelho de alta reflectância devido à clorofila *a* apresentou o R^2 de 0,08, em contraponto a isto, encontrou-se um R^2 de 0,44 correlacionando esta mesma profundidade de banda com a transparência. Dessa forma, comprova-se o exposto por Kirk (1994) e Dekker (1993) desta faixa espectral ser de alta absorção pela água pura e neste caso pela baixa concentração de COAs no mês estudado.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O levantamento e análise de dados limnológicos e espectrais permitiu que o objetivo geral da pesquisa fosse atingido. O objetivo geral estabelecido foi "A*nalisar a influência dos constituintes opticamente ativos na reflectância espectral da água do reservatório Passo Real"*. No mês de outubro de 2009 a clorofila *a* configurou-se como principal constituinte opticamente ativo da água. Houve também influência dos sólidos em suspensão nos espectros de reflectância foi menor do que a clorofila *a*. Em março de 2010 a reflectância da água foi menor devido à baixa concentração de clorofila *a* e totais de sólidos em suspensão, assim pouco influenciaram na reflectância da água, apesar de que mesmo em baixas concentrações a clorofila definiu algumas feições de absorção em comprimentos de onda específicos. Nos meses estudados o reservatório apresentou variabilidade espectral associada à abordagem espaço-temporal das características limnológicas. Observou-se, ainda, que as variáveis limnológicas apresentaram relação com o volume pluviométrico.

Em relação aos objetivos específicos obtiveram-se as seguintes considerações:

- 1º Objetivo específico: *Caracterizar a variação temporal e a distribuição espacial das variáveis limnológicas: totais de sólidos em suspensão, clorofila a, carbono orgânico dissolvido e transparência da água, relacionadas à precipitação pluviométrica*.

As variáveis limnológicas espacializadas no interior do reservatório apresentaram mudanças no período estudado, sendo que a menor diferenciação ocorreu em dados de COD. A clorofila *a* e os totais de sólidos em suspensão foram mais elevados em outubro de 2009 em comparação com os dados obtidos em março de 2010. Consequentemente a este fato, a transparência da água foi maior no mês de março.

Também foi possível verificar a influência de fatores externos ao ambiente aquático, principalmente relacionado às precipitações pluviométricas. No mês com maior acúmulo pluviométrico (outubro) foram verificados maiores valores de totais de sólidos em suspensão. Acredita-se que este fato auxiliou o transporte de sedimentos ao interior do reservatório.

Utilizando exclusivamente a clorofila *a* como indicadora do estado trófico encontraram-se ambientes de oligotrófico a hipereutrófico. Foram registradas altas concentrações de clorofila *a* em alguns pontos amostrais principalmente no mês de outubro. Estes valores ocorreram na região de transição entre rio/reservatório, em outubro no rio Ingaí e em março além deste rio, também no Jacuí-Mirim.

- 2º Objetivo específico: *Analisar a influência dos constituintes opticamente ativos na resposta espectral da água do reservatório.*

A reflectância foi mais elevada em todos os comprimentos de onda em outubro de 2009, devido às concentrações de totais de sólidos em suspensão e clorofila *a* serem maiores que em março de 2010. Com a análise dos espectros originais e das técnicas aplicadas sobre eles identificou-se o predomínio da clorofila *a* como principal componente opticamente ativo do reservatório. Em ambas as datas foram observadas feições de absorções devido a presença da clorofila, porém nos espectros de outubro de 2009 estas feições foram mais bem definidas. Foi observado a presença de duas feições de absorções devido a presença de clorofila *a*, uma centrada em 610 e outra em 675 nm.

Observou-se a predominância do pico de reflectância presente em 590 nm devido à alta concentração de TSS. Este pico se descola para 550 nm em pontos com predomínio de alta concentração de clorofila *a*. Em pontos amostrais com alta concentração de clorofila ocorreu também uma redução da reflectância em relação aos demais espectros no intervalo de 400 a 675 nm. Devido à alta concentração de clorofila *a* é encontrado uma feição de absorção em 438 nm.

Em função de altas concentrações em alguns pontos amostrais no mês de outubro o pico na região do infravermelho teve magnitude maior do que o pico na região do verde e em alguns casos o espectro assemelhou-se mais com a resposta espectral da vegetação terrestre. O COD, embora presente na água do reservatório, não apresentou concentrações suficientes para imprimir, de forma significativa, suas características sobre os espectros.

Em março devido à baixa concentração de TSS foi encontrado correlações negativas altas entre a transparência da água e todos os comprimentos de onda. As linhas de correlações da Chl *a* apresentaram-se regularmente fracas, porém significativa em 547 nm e mais forte a partir de 698 nm e em toda faixa do infravermelho. Devido a este fato, constatou-se que neste mês predominou a influência da Chl *a*.

- 3º Objetivo específico: *Verificar o potencial de utilização das técnicas primeira derivada e remoção do contínuo para a extração de informações em espectros de reflectância e identificação de comprimentos de onda com melhor correlação com as variáveis limnológicas.*

Por consequência da heterogeneidade da resposta espectral do ambiente aquático em decorrência da variação na concentração de seus constituintes opticamente ativos observou-se que o uso conjunto das distintas técnicas foi importante. Cada técnica ressaltou melhor determinadas características espectrais. A primeira derivada mostrou-se eficiente na

caracterização dos efeitos da clorofila *a*, esta técnica contrastou a influência deste componente em diferentes regiões do espectro, e a remoção do contínuo ressaltou as bandas de absorção da clorofila *a*.

Com a aplicação de testes estatísticos, com destaque para as correlações e regressão, pode-se comprovar a influência das variáveis limnológicas sobre as características espectrais da água do reservatório, bem como identificar os comprimentos de onda com forte correlação com as variáveis. Nesta etapa também ficou comprovada a influência da clorofila *a* na resposta espectral da água do reservatório, principalmente em maiores concentrações. No mês de outubro verificou-se a atuação conjunta deste constituinte com os sólidos em suspensão na reflectância da água.

Dentre as correlações estatisticamente significativas entre a primeira derivada, Chl *a* e TSS no mês de outubro, destacam-se as faixas de 448-460 nm, 522-546 nm, 636-657 nm e 679-723 nm com coeficientes de correlação positiva. Também foram observadas correlações negativas de 400-445 nm, 466-495 nm, 552-596 nm e em torno de 610 nm. Os maiores valores de regressão obtidos da clorofila *a* foi com os comprimentos de onda em 438 nm, 466 nm, 685 nm e totais de sólidos em suspensão com 646 nm.

No mês de março não foram encontradas correlações significativas com o TSS devido sua baixa concentração neste mês. Apesar da concentração de Chl *a* apresentar uma média menor em comparação ao mês de outubro, foram observadas correlações estatisticamente significativas em alguns comprimentos de onda e faixas espectrais, pelo motivo de alguns pontos amostrais no reservatório ainda apresentarem concentrações mais elevadas deste pigmento. Dentre as correlações estatisticamente significativas entre a primeira derivada e Chl *a*, destacam-se as comprimentos de onda de 455 nm, 500-547 nm, 631-646 nm e 678-702 nm, com coeficientes de correlação positivas. Também foram observadas correlações negativas em 438 nm, característico da absorção de Chl *a*, em 615 nm pela absorção da ficocianina e 658-674 nm, característico pela fluorescência da ficocianina.

Com aplicação e análise da técnica remoção do contínuo em ambos os períodos estudados foram possíveis observar que as feições de absorção das águas em comprimentos de onda semelhantes apesar de intensidades distintas. As principais feições de absorção encontradas foram em 493 nm, 611 nm, 676 nm, 740 nm e 810 nm. Foi possível ressaltar também a feição em 438 nm, principalmente em espectros de pontos que apresentaram alta concentração de clorofila *a*.

No correlograma da remoção do contínuo em dados de outubro houve ampliação das faixas de correlação significativa com a Chl *a* e TSS, em comparação à derivada. Correlações

negativas foram observadas de 400 a 530 nm e de 507 a 704 nm, positivas de 710 a 871 nm. Em contraponto a esta ocorrência, no mesmo intervalo espectral (710-871 nm), a transparência apresenta correlações negativas estatisticamente significativas. Em março pela baixa concentração de Chl *a* e principalmente de TSS, ocorreu uma elevação da transparência da água, dessa forma, a reflectância normalizada apresentou altas correlações positivas com a transparência entre 400 e 573 nm e correlações negativas na faixa espectral de 584 a 896 nm.

Concluiu-se que devido à heterogeneidade dos dados, em trabalhos futuros será necessário classificar as amostras em no mínimo duas classes de clorofila *a*, para uma melhor análise estatística. A classificação visual com base na coloração das águas permitiu uma análise preliminar, mas não aprofundada dos tipos de água, enquanto que a análise dos espectros das amostras indicou que existem diferenças espectrais significativas entre as curvas de reflectância nos diversos pontos amostrais do reservatório.

Devido às baixas concentrações de carbono orgânico dissolvido e pouca influência no albedo de reflectância não foram constatados bons ajustes às técnicas aplicadas. Apesar de a medida de carbono orgânico dissolvido ser considerada uma boa indicadora de matéria orgânica dissolvida, por diversos autores (ROCHELLE-NEWALL e FISHER, 2002), neste estudo as correlações entre COD e o valor de reflectância, a derivada e a remoção do contínuo foram baixas, fato também ocorrido em estudo realizado por Rudorff *et al.* (2007).

6 REFERÊNCIAS

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater**. 21 ed. Sprimgfield: Byrd Prepress, 2005.

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 (Analytical Spectral Devices, Inc.). **FildSpec HandHeld Spectroradiometer:** User's Guide. Disponível em: <http://support.asdi.com/Document/Documents.aspx>. Acesso em 14 de outubro de 2010.

BARBOSA, C. C. F. *et al.* Caracterização espectral das massas d'água amazônicas. In.: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 6., 2003, Belo Horizonte. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2003. p. 2419-2425.

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.

BARTRAM, J; BALANCE, R. (Editores). **Water Quality Monitoring:** a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes. London: E & FN SPON, 1996.

BEL ENGINEERING. Equipamentos de Espectrometria. Disponível em: <http://www.belengineering.com/index.asp>. Acesso em 11 de outubro de 2010.

BIDONE, F.; BENETTI, A. O Meio Ambiente e os Recursos Hídricos. In.: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação.** Porto Alegre: Ed. Da Universidade: ABRH: EDUSP, 1993.

BRAGA, C. Z. **Sensoriamento Remoto aplicado ao estudo da concentração de Clorofila-*a*, transparência e profundidade da água na Lagoa de Araruama, RJ.** 1999. Tese (Doutorado em Geociências) - Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, 1999.

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

BUKATA, R. P. J..**Optical properties and remote sensing of inland and coast waters.** Boca Taton: CRC, 1995.

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

CAMPBELL, J. B. **Introduction to Remote Sensing**. 4th ed. New York : Guildford Press, 2008.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limmolology Oceanography**, v . 22: p. 361-80, 1977.

CEEE–GT (Companhia Estadual de Geração de Energia Elétrica – Geração e Transmissão). **Plano de uso e ocupação do solo no entorno do Reservatório da UHE Passo Real.** Porto Alegre: PROFFIL, 2009.

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

CHEN, Z. *et al.* Derivative reflectance spectroscopy to estimate suspended sediment concentration. **Remote Sensing of Environment**. v. 40, 1992. p. 67-77.

CLARK, R. N. Spectroscopy of Rocks and Minerals, and Principles of Spectroscopy. In: RENCZ, A. N. (Ed.). **Remote Sensing for the Earth Sciences:** Manual of Remote Sensing, vol. 3, John Wiley and Sons, New York, 1999. p. 3- 58.

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 de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Alto Jacuí. **Plano de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Alto Jacuí**: consolidação das informações existentes sobre os recursos hídricos da bacia. Relatório Temático – RT 2, 2009, Passo Fundo, 2009.

COAJU – Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Alto Jacuí. **História do Sistema Jacuí.** Disponível em: <www.upf.br/coaju/download/Historia_Sistema_Jacui_1.ppt> Acesso em: 11 de outubro de 2010.

COLLIER, M. *et al.* **Dams and rivers:** a primer on the downstream effects of dams. Denver: U.S. Geological Survey, 2000.

CORAZZA, R. **Relações entre variáveis espectrais e limnológicas no Reservatório da Usina Hidrelétrica Dona Francisca – RS.** 2010.103f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

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].

DEFESA CIVIL RS - Defesa Civil do Estado do Rio Grande do Sul. **Índices Pluviométricos.** Disponível em <http://www.defesacivil.rs.gov.br/>. Acesso em 10 de agosto de 2011.

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

ENNES, J. **Potencial das imagens hiperespectrais orbitais na detecção de componentes opticamente ativos no reservatório de Itupararanga.** 125f. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas) – Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2008.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FICHTELMANN, B., *et. al*. Automação de SR com Base num Exemplo de Monitoramento Operacional de Clorofila no Mar Báltico. In.: BLASHKE, T.; KUX, H. (Orgs.). **Sensoriamento remoto e SIG avançados: novos sistemas sensores: métodos inovadores.** São Paulo: Oficina de Textos, 2005, p. 253-262.

FLORENZANO, T. G. **Imagens de satélite para estudos ambientais.** São Paulo: Oficina de Textos, 2002.

GIANASI, B. L. *et al*. Caracterização Espectral da Água e da Vegetação Aquática Submersa no Estuário da Lagoa dos Patos (RS, Brasil). In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2011, Curitiba, **Anais...** Curitiba: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2011. p.7051 - 7058.

GIBSON, P. J. **Introductory Remote Sensing:** Principles and Concepts. New York: Routledge, 2000.

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. Spectral Reflectance with Varying Suspended Sediment Concentration in Clear and Algae-Laden Waters. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing,** 62, 1997, p. 701-705.

HAN, L. Estimating chlorophyll-a concentration using first-derivative spectra in coastal water. **International Journal of Remote Sensing**, vol. 26, No. 23, 2005, p. 5235–5244.

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

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

KIRK, J. T. O. **Ligth and photosynthesis in aquatic ecosystems.** 2ed. Cambridge University Press: New York, 1994.

KRUSE, F. A., *et al*. Expert system-based mineral mapping in northern death valley, California/Nevada, using the Airbone Visible/Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS). **Remote Sensing of Environment,** v.44, n. 2-3, p. 309 – 336, 1993.

LONDE, L. R. *et al.* 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, São José dos Campos, 2008.

MACKINNEY, G. Absorption of light by chlorophyll solutions. **The Journal of Biological Chemistry**. v. 140, 1941. p. 315 – 322.

MANTOVANI, J. E. **Comportamento espectral da água: faixas espectrais de maior sensibilidade ao fitoplâncton na presença de matéria orgânica dissolvida e matéria orgânica particulada.** 1993. 119p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1993.

MENESES, P. R. Fundamentos de radiometria óptica espectral. In: MENESES, P. R.; MADEIRA NETTO, J. da S. (Orgs.). **Sensoriamento Remoto**: Reflectância dos Alvos Naturais. Brasília: UnB; Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. p.14-40.

MILLIPORE. **Glass Fiber Filters**. Disponível em: <http://www.millipore.com>. Acesso em: 12 abr. 2011.

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

MPRS - MINISTÉRIO PÚBLICO DO RIO GRANDE DO SUL. **Análise das características da Bacia Hidrográfica do Alto Jacuí, utilizando imagens do satélite CBERS.** (Parecer da Divisão de Assessoramento Ténico nº 2757/2008). Porto Alegre, 2008.

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

MOREIRA, M. A. **Fundamentos de sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. 3 ed. Viçosa: Ed. UFV, 2005.

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

NOERNBERG, M. A. *et al.* Relação entre profundidade Secchi e fator de reflectância da água de ambientes aquáticos lênticos em Cachoeira Paulista, SP. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 1996, Salvador, **Anais...** Salvador: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1996. p. 933-939.

NOVO, E. M. L. M., Utilização de dados de Sensoriamento Remoto em Estudos Ambientais**.** **Geografia**, v. 13, 25, n. 25, p. 43-51, 1988.

NOVO, E. M. L. M. Comportamento Espectral da Água. In: MENESES, P. R.; MADEIRA NETTO, J. da S. (Orgs.). **Sensoriamento Remoto**: Reflectância dos Alvos Naturais. Brasília: UnB; Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. p.203-222.

NOVO, E. M. L de M. Sensoriamento Remoto Aplicado à Ecologia Aquática. In: ROLAND, F.; CESAR, D.; MARINHO, M. (Orgs.) **Lições de Limnlogia.** São Carlos: RIMA, 2005. p 418- 432.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto:** princípios e aplicações. 3 ed. São Paulo: Blucher, 2008.

PEREIRA FILHO, W.; GALVÃO, L. S. Relações entre reflectância espectral e concentração de sedimentos em suspensão no reservatório Passo Real, Região Sul do Brasil. In.: Simpósio Latinoamericano de Percepcion Remota, 8., 1997, Mérida, VE. **Memórias...** 1997. CD-ROM.

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.

PEREIRA FILHO, W. *et al.* **Caracterização espectral e limnológica de ambientes lenticos e lóticos no Rio Grande do Sul, com abordagem espaço-temporal.** Relatório Técnico apresentado ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Cientifico e Tecnológico (CNPq) processo nº 484712/2007-1 como comprovante das atividades referentes ao projeto, 2010.

PEREIRA FILHO, W. *et al.* Relação entre clorofila a com perfil espectral e imagem de satélite no reservatório Passo Real – RS. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 15, 2011. Curitiba. **Anais...** Curitiba: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2011. p.5433-5440.

PHILPOT, W. D. The derivative ratio algorithm: avoiding atmospheric effects in remote sensing. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**. v. 29, n. 3, 1991. p. 250 - 357.

ROCHELLE-NEWALL, E. J.; FISHER, T. R. Chromophoric dissolved organic matter and dissolved organic carbon in Chesapeake Bay. **Marine Chemistry**, v. 77, 2002. P. 23-41.

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 constituintes opticamente ativos**. 2006. 140f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2006.

RUDORFF, C. M. *et al.* Análise derivativa de dados hiperespectrais medidos em nível de campo e orbital para caracterizar a composição de águas opticamente complexas na Amazônia. **Acta Amazonica,** v. 37, 2007. p. 269-280.

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**, vol. 62, no. 2, 1996, p. 195-200.

SANTOS, R. F. **Planejamento Ambiental:** Teoria e Prática. São Paulo: Oficina de Textos, 2004.

STEFFEN, C. A. Técnicas radiométricas com o SpectronSE-590. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 8, 1996, Salvador. **Anais**... São José dos Campos: INPE, 1996. p. 969-975.

STURM, B. **Optical properties of water applications of remote sensing to water quality determination.** In.: G. Fraysse (Ed.) Remote Sensing Application in Agriculture and Hydrology. Rotterdam, Balkema, 1980, p.471-495.

TCHOBANOGLOUS, G; SCHROEDER, E. D. **Water Quality:** characteristics, modeling, modification. California: Reading Addison-Wesley, 1987.

TRENTIN, A. B. **Sensoriamento Remoto aplicado ao estudo do comportamento espectral da água no Reservatório Passo Real – RS.** 2009. 98f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

TSAI, F.; PHILPOT, W. Derivative analyses of hyperspectral data. **Remote Sensing of Environment**, v.66, 1998. p. 41-51.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia.** São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

TUNDISI, J. G. *et al*. 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.

TUNDISI, J. G. *et al*. Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. 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-b, p. 203-240.

WACHHOLZ, F. **Influência das bacias hidrográficas e características espaço-temporal de variáveis limnológicas em reservatórios no Rio Grande do Sul.** 2011. 191 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2011.

WACHHOLZ, F. *et al*. Identificação de compartimentos aquáticos com imagens CBERS-2 CCD, Landsat TM5 e dados de campo no reservatório Rodolfo Costa e Silva-RS. In.: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2007. p. 3607-3614.

WEAVER, E. C.; WRIGLEY, R. **Factors affecting the identification of phytoplankton groups by means of remote sensing**. NASA Technical Memorandum 108799. 1994.

WELCH, P. S. W. **Limnology.** 2. ed. New York, NY: McGraw-Hill, 1952.

WETZEL, R. G. **Limnological analyses**. 3rd. ed. New York, NY: Springer, 2000.

WETZEL, R. G. **Limnology:** Lakes and River Ecossystems. 3 ed. San Diego, CA: Academic Press, 2001.

ZHANG *et al.*. Modeling Remote Sensing Reflectance and Retrieving Chlorophyll-a Concentration in Extremely Turbid Case-2 Waters (Lake Taihu, China). **IEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**. V. 47. July, 2009. P. 1937-1948.