

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

Felipe Correa dos Santos

**POTENCIAL DE UTILIZAÇÃO DO SENSORIAMENTO REMOTO PARA
MONITORAMENTO DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO PASSO REAL**

**Santa Maria, RS, Brasil
2016**

Felipe Correa dos Santos

**POTENCIAL DE UTILIZAÇÃO DO SENSORIAMENTO REMOTO PARA
MONITORAMENTO DA ÁGUA DO RESEVATÓRIO PASSO REAL**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Geografia do Programa de Pós-Graduação em Geografia, Área de Concentração Análise Ambiental e Territorial do Cone Sul, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Geografia**.

Orientador: Prof. Dr. Waterloo Pereira Filho

**Santa Maria, RS, Brasil
2016**

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
Potencial de utilização do sensoriamento remoto para monitoramento da água do reservatório Passo Real. / Felipe Correa dos Santos.- 2016.
90 p.; 30 cm

Orientador: Waterloo Pereira Filho
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Programa de Pós-Graduação em Geografia e Geociências, RS, 2016

1. geografia 2. sensoriamento remoto 3. limnologia I. Pereira Filho, Waterloo II. Título.

Felipe Correa dos Santos

**POTENCIAL DE UTILIZAÇÃO DO SENSORIAMENTO REMOTO PARA
MONITORAMENTO DA ÁGUA DO RESEVATÓRIO PASSO REAL**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Geografia do Programa de Pós-Graduação em Geografia, Área de Concentração Análise Ambiental e Territorial do Cone Sul, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Geografia**.

Aprovado em 15 de dezembro de 2016

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

Alberto Senra Gonçalves, Dr. (INPE)

Ana Caroline Paim Benedetti, Dra. (UFSM)

Nilton Nobuhiro Imai, Dr. (UNESP)

Viviane Capoane, Dra. (INPE)

Santa Maria, RS, Brasil
2016

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Adão e Sonia por me apoiarem em todos os momentos e auxiliarem em minhas decisões. *Meus irmãos* Luciana, Márcio e Matheus, e *meu cunhado* Lucio pelo carinho que nunca deixaram de me oferecer.

Ao meu namorado Francisco Souza pelo amor, carinho e compreensão em todos os momentos. Por estar sempre ao meu lado, me apoiar, compreender nos momentos de ausência e cansaço e me incentivar a nunca desistir.

Aos colegas do Laboratório de Geotecnologias: Daniela Wancura Barbieri, Diego de Almeida Prado, Douglas Stefanello Facco, Edison Alberti, Eduardo Kaiser, Eliege Buffon, Flávio Wachholz, Greice Vieira Silveira, Gustavo Toniolo, Joceli Augusto Gross, Makele Rosa, Patricia Michele Pereira Trindade, Rosana Corazza, William Gaida pela colaboração, apoio e amizade em todos os momentos.

Ao professor e orientador Dr. Waterloo Pereira Filho por seus ensinamentos, incentivos e oportunidades científicas dadas à mim.

À Universidade Federal de Santa Maria pela possibilidade da realização do Doutorado em Geografia.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais do Centro Regional Sul – INPE/CRS por disponibilizar o ambiente de estudos e pesquisas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de doutorado durante parte da minha pesquisa. *Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq)* pelo apoio financeiro ao projeto “Variação espectral e limnológica nos reservatórios em cascata no rio Jacuí - Rio Grande do Sul” (Processo nº 478961/2010-3) sob a coordenação do Professor Waterloo Pereira Filho.

Ao Dr. Alberto Senra Gonçalves, Dra. Ana Caroline Paim Benedetti, Dr. Nilton Nobuhiro Imai, e à Dra. Viviane Capoane pela leitura e contribuições a este trabalho.

Ao Dr. Fábio Marcelo Breunig, à Dra. Maria Angelica Oliveira, ao Dr. Roberto Cassol e a Dra. Silvia Beatriz Alves Rolim pela participação na banca de qualificação.

A Deus que me proporcionou esta conquista.

RESUMO

Tese de Doutorado
Programa de Pós-Graduação em Geografia
Universidade Federal de Santa Maria

POTENCIAL DE UTILIZAÇÃO DO SENSORIAMENTO REMOTO PARA MONITORAMENTO DA ÁGUA DO RESEVATÓRIO PASSO REAL

AUTOR: FELIPE CORREA DOS SANTOS
ORIENTADOR: WATERLOO PEREIRA FILHO

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 15 de dezembro de 2016.

A construção de represas proporciona o progresso com o aproveitamento e usos múltiplos dos recursos hídricos, porém, traz alterações e impactos na qualidade da água. 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. Nesse contexto, o objetivo geral desta tese consiste em verificar o potencial de utilização do sensoriamento remoto para monitoramento da água do reservatório Passo Real. Para isso, três objetivos específicos foram estipulados: 1) caracterizar e verificar a relação entre variáveis limnológicas físicas, químicas e biológicas do reservatório Passo Real; 2) analisar a influência dos constituintes opticamente ativos na resposta espectral da água do reservatório e 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; e 3) avaliar o uso potencial de imagens LISS-III/Resourcesat-1 na estimativa de constituintes opticamente ativos da água do reservatório Passo Real. As variáveis cor da água, transparência, temperatura, turbidez e oxigênio dissolvido foram obtidas em campo e o total de sólidos em suspensão, total de sólidos dissolvidos, potencial Hidrogeniônico, condutividade elétrica e clorofila-*a* foram determinados em laboratório após coleta de amostras em campo. Nos trabalhos de campo foram coletadas as medidas do fator de reflectância da água entre os comprimentos de onda de 400 a 900 nm como uso de espectralradiômetro. As imagens de satélite utilizadas para a análise da reflectância da água foram produzidas pelo satélite Resourcesat-1, sensor LISS-III. As espacializações dos dados limnológicos obtidos *in situ* foram realizadas por interpolação e as espacializações dos dados estimados por satélite foram obtidas por fatiamento da imagem gerada pela inserção das equações obtidas nos modelos. A forte correlação entre os dados de total de sólidos em suspensão com a turbidez e a transparência da água reforça a importância da análise integrada das variáveis óticas do ambiente aquático. A partir da análise dos espectros de reflectância foi possível inferir a atuação dos componentes opticamente ativos nas características espectrais da água. A utilização de técnicas de interpretação de espectros foi importante para extração de informações e análise dos dados. Cada técnica ressaltou melhor determinadas características espectrais. A partir do conjunto de dados disponível foi possível produzir modelos capazes de estimar o total de sólidos em suspensão, a turbidez e a transparência da água com apenas uma única banda espectral, a banda 3 do sensor LISS-III/Resourcesat-1. Com a aplicação da técnica de razão de bandas espectrais foi possível gerar um modelo para estimativa da concentração de clorofila-*a*.

Palavras-chave: variáveis limnológicas, constituintes opticamente ativos, reflectância, imagens LISS-III/Resourcesat-1

Doctoral Thesis
Postgraduate program in Geography
Federal University of Santa Maria

POTENTIAL USE OF REMOTE SENSING FOR MONITORING WATER IN PASSO REAL RESERVOIR

AUTHOR: FELIPE CORREA DOS SANTOS

ADVISOR: WATERLOO PEREIRA FILHO

Date and Place of Defence: Santa Maria, December 15th 2016.

The built of reservoirs provides progress by the exploitation and multiple use of water resources, but it also brings changes and impacts in the quality of water. One of the main interests in the use of products of remote sensing in water environments is to verify the spatial and temporal variation of water composition, enabling the investigation on the origin and displacement of specific substances in suspension or substances dissolved in water. In this context, the general objective of this thesis consists of verifying the potential use of remote sensing for monitoring water in Passo Real reservoir. In order to achieve this, three specific objectives were stipulated; 1) To characterize and verify the relation among physical limnologic, chemical and biological variables of Passo Real reservoir; 2) To analyze the influence of the constituents optically active in the spectral response of water in the reservoir and to verify the potential use in the techniques of first derivative and continuum removal for the extraction of information in spectrum of reflectance and identification of wavelength with the finest correlation with limnologic variables; and 3) To evaluate the potential use of images LISS-III/Resourcesat-1 in the estimate of constituents optically active in the water of Passo Real. The variables of water color, transparency, temperature, turbidity and dissolved oxygen were obtained in field and the total of suspended solids, dissolved solids, Hidrogenionic potential, electrical conductivity and chlorophyll-*a* were determined in laboratory after collection of samples in field. In fieldwork, the measures of water reflectance factor were collected between wavelengths of 400 and 900nm as use of spectroradiometer. The images of satellite used for the analysis of water reflectance were produced by the satellite resourcesat-1, Sensor LISS-III. The spatialisation of the limnologic data obtained *in situ* was performed by interpolation and the spatializations of estimated data by satellite were obtained by slicing the image generated in the insertion of equations obtained in the models. The strong correlation between data of total of solids in suspension with the turbidity and transparency of water increases the importance of analysis integrated in the variables optical of water environment. From the analysis of the reflectance spectra, it was possible to infer the performance of the components optically active in the spectral characteristics of water. The use of techniques for interpretation of spectrum was important to the extraction of information and analysis of data. Each technique highlighted well the given spectral characteristics. From the set of available data, it was possible to produce models capable of estimating the total of suspended solids, the turbidity and the transparency of water with only one spectral band, band 3, from the sensor LISS-III/Resourcesat-1. By the application of the technique spectral band reason, it was possible to generate a model for the estimate of concentration of chlorophyll-*a*.

Key-words: limnologic variables, optically active constituents, reflectance, images LISS-III/Resourcesat-1.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1 - CARACTERIZAÇÃO TEMPORAL E A DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS DO RESERVATÓRIO PASSO REAL

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 1 – Localização do reservatório Passo Real e das estações amostrais | 20 |
| Figura 2 – Precipitação pluviométrica diária em trinta dias anteriores aos trabalhos de campo nos meses de setembro de 2012 e janeiro de 2013 | 24 |
| Figura 3 – Cores da água do reservatório Passo Real em 15 de Setembro de 2012 e 23 de Janeiro de 2013 | 25 |
| Figura 4 – Distribuição espacial dos total de sólidos em suspensão do reservatório Passo Real em setembro de 2012 e janeiro de 2013 | 27 |
| Figura 5 – Distribuição espacial dos total de sólidos dissolvidos do reservatório Passo Real em setembro de 2012 e janeiro de 2013 | 28 |
| Figura 6 – Distribuição espacial da turbidez do reservatório Passo Real em setembro de 2012 e janeiro de 2013 | 29 |
| Figura 7 – Distribuição espacial da transparência da água do reservatório Passo Real em setembro de 2012 e janeiro de 2013 | 30 |
| Figura 8 – Distribuição espacial da temperatura da água do reservatório Passo Real em setembro de 2012 e janeiro de 2013 | 31 |
| Figura 9 – Distribuição espacial do pH da água do reservatório Passo Real em setembro de 2012 e janeiro de 2013 | 32 |
| Figura 10 – Distribuição espacial da condutividade elétrica da água do reservatório Passo Real em setembro de 2012 e janeiro de 2013 | 33 |
| Figura 11 – Distribuição espacial do oxigênio dissolvido da água do reservatório Passo Real em setembro de 2012 e janeiro de 2013 | 34 |
| Figura 12 – Distribuição espacial clorofila a do reservatório Passo Real em setembro de 2012 e janeiro de 2013 | 35 |
| Figura 13 – Diagrama de dispersão entre as variáveis limnológicas turbidez e transparência da água | 37 |
| Figura 14 – Diagrama de dispersão entre as variáveis limnológicas turbidez e total de sólidos em suspensão | 38 |
| Figura 15 – Diagrama de dispersão entre as variáveis limnológicas total de sólidos em suspensão e transparência da água | 38 |
| Figura 16 – Diagrama de dispersão entre as variáveis limnológicas transparência da água e clorofila-a | 39 |

CAPÍTULO 2 - RELAÇÃO ENTRE OS CONSTITUINTES OPTICAMENTE ATIVOS DA ÁGUA E A REFLECTÂNCIA OBTIDA EM CAMPO

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 1 – Espectros de refletância de campo do reservatório Passo Real | 52 |
| Figura 2 – Correlograma do valor de reflectância nos diferentes comprimentos de onda com as variáveis limnológicas | 53 |
| Figura 3 – Diagramas de dispersão entre as variáveis limnológicas total de sólidos em suspensão, turbidez e transparência da água e a reflectância espectral em 590, 675 e 635 nm | 54 |
| Figura 4 – Derivada de primeira ordem dos espectros de reflectância do reservatório Passo Real | 55 |
| Figura 5 – Correlograma da derivada de primeira ordem nos diferentes comprimentos de onda com as variáveis limnológicas | 56 |

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 6 – Diagramas de dispersão entre as variáveis limnológicas total de sólidos em suspensão, turbidez, transparência da água e clorofila- <i>a</i> e a primeira derivada da reflectância espectral em 565 e 630 nm | 57 |
| Figura 7 – Remoção do contínuo nos espectros de reflectância do reservatório Passo Real . | 58 |
| Figura 8 – Correlograma da reflectância normalizada nos diferentes comprimentos de onda com as variáveis limnológicas | 59 |
| Figura 9 – Diagramas de dispersão entre as variáveis limnológicas clorofila- <i>a</i> , turbidez e transparência e a reflectância normalizada 675, 610 e 667 nm | 60 |
| Figura 10 – Diagramas de correlação entre razão de bandas e variáveis limnológicas..... | 61 |

CAPÍTULO 3 - ESTIMATIVA DE CONSTITUINTES OPTICAMENTE ATIVOS DA ÁGUA POR SENSORIAMENTO REMOTO ORBITAL

| | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 1 – Localização dos pontos amostrais do reservatório Passo Real | 72 |
| Figura 2 – Diagrama de dispersão entre o total de sólidos em suspensão e a reflectância da banda 3 do sensor LISS-III/ResourceSat-1 | 78 |
| Figura 3 – Espacialização do total de sólidos em suspensão obtido <i>in situ</i> no reservatório Passo Real e estimado pela reflectância da banda 3 do sensor LISS-III/ResourceSat-1 | 79 |
| Figura 4 – Diagrama de dispersão entre a turbidez da água e a reflectância da banda 3 do sensor LISS-III/ResourceSat-1 | 79 |
| Figura 5 – Espacialização turbidez da água obtida <i>in situ</i> no reservatório Passo Real e estimado pela reflectância da banda 3 do sensor LISS-III/ResourceSat-1 | 80 |
| Figura 6 – Diagrama de dispersão entre a turbidez da água e a reflectância da banda 3 do sensor LISS-III/ResourceSat-1 | 81 |
| Figura 7 – Espacialização transparência da água obtida <i>in situ</i> no reservatório Passo Real e estimado pela reflectância da banda 3 do sensor LISS-III/ResourceSat-1 | 82 |
| Figura 8 – Diagrama de dispersão entre a turbidez da água e a razão de bandas espectrais (Banda4/Banda3) do sensor LISS-III/ResourceSat-1 | 82 |
| Figura 9 – Espacialização do total de sólidos em suspensão obtido <i>in situ</i> no reservatório Passo Real e estimado pela razão de bandas espectrais (Banda4/Banda3) do sensor LISS-III/ResourceSat-1 | 83 |

LISTA DE QUADROS

CAPÍTULO 1 - CARACTERIZAÇÃO TEMPORAL E A DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS DO RESERVATÓRIO PASSO REAL

Quadro 1 – Datas dos trabalhos de campo e número de estações amostrais 21

CAPÍTULO 3 - ESTIMATIVA DE CONSTITUINTES OPTICAMENTE ATIVOS DA ÁGUA POR SENSORIAMENTO REMOTO ORBITAL

Quadro 1 – Datas dos trabalhos de campo e das imagens de satélite 74

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1 - CARACTERIZAÇÃO TEMPORAL E A DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS DO RESERVATÓRIO PASSO REAL

Tabela 1 – Matriz de correlação das variáveis limnológicas do Reservatório Passo Real 36

CAPÍTULO 2 - RELAÇÃO ENTRE OS CONSTITUINTES OPTICAMENTE ATIVOS DA ÁGUA E A REFLECTÂNCIA OBTIDA EM CAMPO

Tabela 1 - Mínimos, máximos, médias e coeficiente de variação (CV) das variáveis limnológicas medidas no reservatório Passo Real em Janeiro de 2012, Setembro de 2012 e Janeiro de 2013..... 51

CAPÍTULO 3 - ESTIMATIVA DE CONSTITUINTES OPTICAMENTE ATIVOS DA ÁGUA POR SENSORIAMENTO REMOTO ORBITAL

Tabela 1 – Dados utilizados na conversão dos números digitais das imagens LISS-III/Resourcesat-1 em valores de radiância aparente 75

SUMÁRIO

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| INTRODUÇÃO GERAL | 13 |
| CAPÍTULO 1 - CARACTERIZAÇÃO TEMPORAL E A DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS DO RESERVATÓRIO PASSO REAL | 16 |
| 1 Introdução | 17 |
| 2 Materiais e Métodos | 19 |
| 2.1 Área de Estudo | 19 |
| 2.2 Obtenção de dados de precipitação pluviométrica | 21 |
| 2.3 Coletas <i>in situ</i> de dados limnológicos | 21 |
| 3 Resultados e Discussão | 24 |
| 3.1 Dados pluviométricos | 24 |
| 3.2 Variáveis físicas da água | 25 |
| 3.2.1 Cor | 25 |
| 3.2.2 Total de Sólidos em Suspensão | 26 |
| 3.2.3 Total de Sólidos Dissolvidos | 27 |
| 3.2.4 Turbidez | 28 |
| 3.2.5 Transparência | 29 |
| 3.2.6 Temperatura | 30 |
| 3.3 Variáveis químicas da água | 31 |
| 3.3.1 Potencial Hidrogeniônico | 32 |
| 3.3.2 Condutividade Elétrica | 32 |
| 3.3.3 Oxigênio Dissolvido | 33 |
| 3.4 Variável hidrobiológica | 34 |
| 3.4.1 Clorofila- <i>a</i> | 34 |
| 3.5 Correlação entre variáveis limnológicas | 36 |
| 4 Considerações | 39 |
| Referências | 40 |
| CAPÍTULO 2 - RELAÇÃO ENTRE OS CONSTITUINTES OPTICAMENTE ATIVOS DA ÁGUA E A REFLECTÂNCIA OBTIDA EM CAMPO | 44 |
| 1 Introdução | 45 |
| 2 Materiais e Métodos | 48 |
| 3 Resultados e Discussão | 50 |
| 3.1 Dados limnológicos | 50 |
| 3.2 Espectros de reflectância em campo | 51 |
| 3.2.1 Técnicas para extração de informações e análise de espectros | 55 |
| 3.2.1.1 Primeira derivada | 55 |
| 3.2.1.2 Remoção do contínuo | 58 |
| 3.2.1.3 Razão de bandas | 61 |
| 4 Considerações | 62 |
| Referências | 64 |
| CAPÍTULO 3 - ESTIMATIVA DE CONSTITUINTES OPTICAMENTE ATIVOS DA ÁGUA POR SENSORIAMENTO REMOTO ORBITAL | 68 |
| 1 Introdução | 69 |
| 2 Materiais e Métodos | 71 |
| 2.1 Coletas <i>in situ</i> de dados limnológicos | 71 |

| | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 2.2 Aquisição e processamentos de imagens LISS-III | 74 |
| 2.2.1 Processamentos de imagens LISS-III | 74 |
| 2.2.1.1 Correção dos efeitos atmosféricos | 75 |
| 2.2.1.2 Conversão de Números Digitais para valores físicos de Radiância e Reflectância | 75 |
| 2.2.1.3 Razão de bandas | 76 |
| 2.3 Relação entre dados limnológicos e espectrais | 77 |
| 3 Resultados e Discussão | 77 |
| 4 Considerações | 84 |
| Referências | 85 |
| | |
| CONSIDERAÇÕES GERAIS | 88 |
| | |
| REFERÊNCIAS | 90 |

POTENCIAL DE UTILIZAÇÃO DO SENSORIAMENTO REMOTO PARA MONITORAMENTO DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO PASSO REAL

INTRODUÇÃO GERAL

A produção de energia é um dos principais usos da água no Brasil e abastece cerca de 85% da energia necessária ao país (TUNDISI, 2005). Os reservatórios hidrelétricos, além da geração de energia, apresentam outros benefícios socioeconômicos como a estocagem de água para usos futuros, controle de inundação, atividades recreativas, pesca e abastecimento de água.

No estado do Rio Grande do Sul, devido à grande dimensão da bacia hidrográfica do alto curso do Rio Jacuí foram construídas cinco usinas hidrelétricas com o 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 Maia Filho (1963), Passo Real (1973), Itaúba (1978) e Dona Francisca (2000), sequencialmente no sentido do rio. As maiores superfícies aquáticas no rio Jacuí, pertencem a Passo Real com 233,4 km² e Ernestina com 38,5 km² (COAJU, 2010). A bacia hidrográfica do alto curso do rio Jacuí encontra-se ocupada principalmente pela agricultura, com destaque para as culturas da soja e do trigo. O relevo do entorno dos reservatórios Ernestina, Passo Real e Maia Filho é caracterizado por apresentar colinas enquanto que o de Itaúba e Dona Francisca é caracterizado pelo relevo montanhoso. Dessa forma, a água recebida pelos reservatórios pode apresentar interferência das condições do uso das terras e do relevo das áreas de captação (WACHHOLZ, 2011).

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. Devido aos sucessivos represamentos para geração de energia e influências da ação humana no rio Jacuí são provocados ou potencializados diversos impactos ambientais, principalmente nos setores lânticos dos reservatórios e elevação de cargas de sólidos em suspensão, com destaque às áreas de entradas de rios nos reservatórios (PEREIRA FILHO, 2010; WACHHOLZ, 2011; SANTOS, 2012).

Uma das formas de monitoramento limnológico de ambientes aquáticos é a obtenção de dados *in situ* e coleta de amostras para posterior determinação de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos em laboratório. Todavia, este procedimento torna-se complexo em alguns ambientes aquáticos, como no caso do reservatório Passo Real, por este apresentar considerável área alagada, o que exige um número elevado de pontos amostrais para representar

satisfatoriamente a realidade. Além disso, nem sempre as amostragens são feitas com a frequência temporal ou recobrimento espacial ideal.

Frente a este quadro, uma das principais alternativas que surge para atenuar as dificuldades de amostragem em campo é a utilização de imagens de satélite de forma complementar ao levantamento de dados *in situ*. Dentre as vantagens do uso das imagens têm-se o recobrimento espaço-temporal contínuo da superfície terrestre. Este recobrimento permite que as imagens geradas sejam empregadas no período entre as coletas de água em campo.

As técnicas de sensoriamento remoto se fundamentam no processo de interação entre a radiação eletromagnética (REM) e os diferentes objetos dos quais se pretende extrair algumas informação. Em estudos de recursos naturais da superfície terrestre, o fenômeno de reflexão é amplamente explorado, uma vez que as intensidades de radiação refletida pela superfície podem ser registradas (por sensores terrestres, aéreos ou orbitais) e desses registros, as informações podem ser extraídas e disponibilizadas no atendimento de diferentes aplicações (PONZONI et al, 2007). O uso destas técnicas para monitoramento de reservatórios torna-se importante para sua compreensão em função de suas características que afetam a qualidade da água.

As variáveis limnológicas são as responsáveis pelas características apresentadas 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. Estes elementos imprimem características únicas nos dados de sensoriamento remoto orbital e terrestre, o que permite a identificação dos componentes e o consequente monitoramento do ambiente aquático. Os dados de sensoriamento remoto tornam-se, dessa forma, relevantes para o estudo dos sistemas aquáticos porque permitem a aquisição de dados sinópticos da superfície terrestre e uma visão do sistema aquático integrado à sua bacia de drenagem em diferentes épocas do ano (NOVO *et al.*, 2007).

O desenvolvimento desta pesquisa visa explorar o uso conjunto de imagens de satélite, dados de reflectância de campo, medidas de concentração de clorofila-*a*, total de sólidos em suspensão e variáveis limnológicas complementares. Entende-se que a utilização conjunta de dados de diferentes naturezas possa incrementar as metodologias existentes e abrir novas possibilidades de identificação e monitoramento de ambientes aquáticos continentais.

Nesse contexto, o objetivo geral consiste em verificar o potencial de utilização do sensoriamento remoto para monitoramento da água do reservatório Passo Real. Para isso, foram estipulados três objetivos específicos que serão desenvolvidos ao longo dos três capítulos da

presente tese de doutorado. O Capítulo 1 “Caracterização temporal e a distribuição espacial das variáveis limnológicas do reservatório Passo Real” tem como objetivo caracterizar e verificar a relação entre variáveis limnológicas físicas, químicas e biológicas do reservatório Passo Real. O Capítulo 2 “Relação entre constituintes opticamente ativos da água e a reflectância obtida em campo” tem como objetivo analisar a influência dos constituintes opticamente ativos na resposta espectral da água do reservatório e 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. O Capítulo 3 “Estimativa de constituintes opticamente ativos da água por sensoriamento remoto orbital” tem como objetivo avaliar o uso potencial de imagens LISS-III/Resourcesat-1 na estimativa de constituintes opticamente ativos da água do reservatório Passo Real.

CAPÍTULO 1

CARACTERIZAÇÃO TEMPORAL E A DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS DO RESERVATÓRIO PASSO REAL

Resumo

O monitoramento limnológico pode ser considerado um instrumento para o planejamento de ações tanto preventivas, ao detectar precocemente tendências prejudiciais, quanto corretivas, ao possibilitar o diagnóstico da efetiva degradação ecológica e sanitária. O objetivo deste estudo é caracterizar e verificar a relação entre variáveis limnológicas físicas, químicas e biológicas do reservatório Passo Real. As variáveis cor da água, transparência, temperatura, turbidez e oxigênio dissolvido foram obtidas em campo e os total de sólidos em suspensão, total de sólidos dissolvidos, potencial Hidrogeniônico, condutividade elétrica e clorofila-*a* foram determinados em laboratório após coleta de amostras em campo. Os dados de campo foram inseridos em um banco de dados georreferenciado no aplicativo SPRING 4.3.3, a partir do qual foram gerados mapas de espacializações. A última etapa realizada foi a análise estatística para verificar a relação entre as variáveis limnológicas. A forte correlação entre os dados de total de sólidos em suspensão com a turbidez e a transparência da água reforça a importância da análise integrada das variáveis óticas do ambiente aquático. O registro de chuvas auxiliou na análise e foi possível verificar possíveis interferências no resultado das variáveis. A água do reservatório apresentou consideráveis variações temporais e espaciais de suas características limnológicas e foi observado que as principais alterações correspondem aos setores dos tributários do reservatório Passo Real.

Palavras-chave: limnologia, reservatório, variáveis limnológicas.

1 Introdução

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 que envolvem ecossistemas aquáticos continentais possibilitam o conhecimento da estrutura do ecossistema através de investigações das variáveis limnológicas, tais como: cor da água, total de sólidos em suspensão, total de sólidos dissolvidos, turbidez, transparência, temperatura da água, potencial Hidrogeniônico, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e clorofila-*a*. Dentre estas variáveis algumas geram características ópticas em um reservatório e possibilita o estudos da inferência de variáveis relacionadas à qualidade da água, de acordo com a análise das feições espectrais da radiação solar refletida pelo volume de água em subsuperfície.

A radiação visível de um corpo natural de água é determinada pelas propriedades ópticas inerentes a partir dos constituintes opticamente ativos (COAs) que se encontram dentro d'água (KIRK, 1994; BINDING et. al. 2007). Dessa forma, a resposta espectral depende da concentração e das características em função da presença de determinados constituintes ópticos, principalmente os total de sólidos em suspensão e fitoplâncton. A análise da turbidez e da transparência da água auxilia na caracterização do reservatório por estarem relacionadas com a concentração de COAs.

Os sólidos em suspensão são partes naturais de todos os ambientes de água doce. Alguns habitats são naturalmente turvos, mas as atividades humanas podem aumentar estes níveis. Ocupação agrícola, escoamento urbano, perturbação de bacias hidrográficas pela remoção da mata ciliar e alteração dos regimes hidrodinâmicos podem levar a aumentos dos total de sólidos

em suspensão (DODDS; WHILES, 2010). Daraigan et al. (2007), consideram a presença de sólidos em suspensão no ambiente aquático como indicador de poluição na água por alteração física, o que acarreta aumento da turbidez e em seu estudo utiliza métodos óticos para análise de qualidade da água. Em pesquisa realizada por Kzar et al. (2013), os autores acrescentam que além da estimativa de dados limnológicos se torna importante também a sua espacialização para melhor monitoramento da dinâmica do reservatório.

O fitoplâncton é um grupo heterogêneo composto principalmente por algas fotossintetizantes que se distribui por grande parte dos ambientes marinhos e 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). Diversos pesquisadores estimaram e monitoram a distribuição de clorofila em ambientes aquáticos (JIZONG et al., 1991; KAGAWA; HIROTANI, 1995; LI et al., 2006; LONDE et al., 2016). Sendo a clorofila um dos principais responsáveis pela fotossíntese, o conhecimento de sua concentração pode dar indicações da biomassa do fitoplâncton (MINEEVA et al., 2008). Nos últimos anos, tem se tornado cada vez mais frequente a utilização da concentração de clorofila-*a* para expressar a biomassa fitoplanctônica.

A turbidez é a medida da capacidade da água em dispersar a radiação solar e é causada pela presença de matéria orgânica e inorgânica em suspensão, plâncton e outros organismos. Este material em suspensão provoca a dispersão e absorção da luz e absorvida em vez de transmiti-la. Apesar de simples de executar suas medições, expressas em Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU – *Nephelometric Turbidity Units*), nem sempre produzem correlações significativas com concentrações de materiais em suspensão (WETZEL; LIKENS, 2000). Estudos tem demonstrado que o aumento de turbidez tem uma variedade de influências na biota aquática, características que afetam tais como a situação ecológica, a disponibilidade de recursos e interações entre espécies (HART, 1990; POLLARD, et. al, 1998. HUR; JUNG, 2009). Alta turbidez reduz a fotossíntese de vegetação enraizada submersa e algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas pode, por sua vez, suprimir a produtividade de peixes. Logo, a turbidez pode influenciar nas comunidades biológicas aquáticas. Além disso, afeta adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional de um ambiente aquático (ESTEVEES, 1988; CETESB, 2009).

A transparência da água por ser uma variável de fácil obtenção, no qual ocorre com submersão de um disco branco com 25 cm de diâmetro suspenso horizontalmente por uma corda

graduada (BARTRAM; BALANCE, 1996; WETZEL; LIKENS, 2000) é utilizada como variável principal em programas de monitoramento da qualidade da água (MCCULLOUGH, 2012). A transparência da água está fortemente relacionada a outras variáveis limnológicas, como os sólidos em suspensão e indicadora de estado trófico da água quando analisada em conjunto com a clorofila-*a* e dados de fósforo total (CARLSON, 1977; LAMPARELLI, 2004).

O monitoramento limnológico pode ser considerado um instrumento para o planejamento de atuações tanto preventivas, ao detectar precocemente tendências prejudiciais, quanto corretivas, ao possibilitar o diagnóstico da efetiva degradação ecológica e sanitária. As pesquisas subsidiadas por esse monitoramento, se devidamente difundidas e adaptadas às peculiaridades de cada local, resultam em tecnologias e conhecimentos que podem ser aplicados em distintas áreas (MAROTTA et al., 2008).

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. A ação do homem no ambiente terrestre interfere no sistema aquático, especialmente em áreas de intensa ocupação agrícola e/ou urbana, caso da bacia hidrográfica do rio Jacuí. Isto pode ser verificado pelas alterações de algumas variáveis limnológicas da água como: potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica, transparência, turbidez, sólidos em suspensão, compostos orgânicos, clorofila-*a*, entre outras.

Nesse sentido, o objetivo deste estudo é caracterizar e verificar a relação entre variáveis limnológicas físicas, químicas e biológicas do reservatório Passo Real.

2 Materiais e Métodos

Para a realização da presente pesquisa no reservatório Passo Real foram utilizadas metodologias distribuídas em duas etapas: coleta de água e obtenção de dados limnológicos em campo e determinação de variáveis em laboratório de limnologia. Salienta-se que a presente pesquisa está relacionada a um projeto financiado pelo CNPq nº 478961/2010-3 (Variação espectral e limnológica nos reservatórios em cascata no rio Jacuí - Rio Grande do Sul).

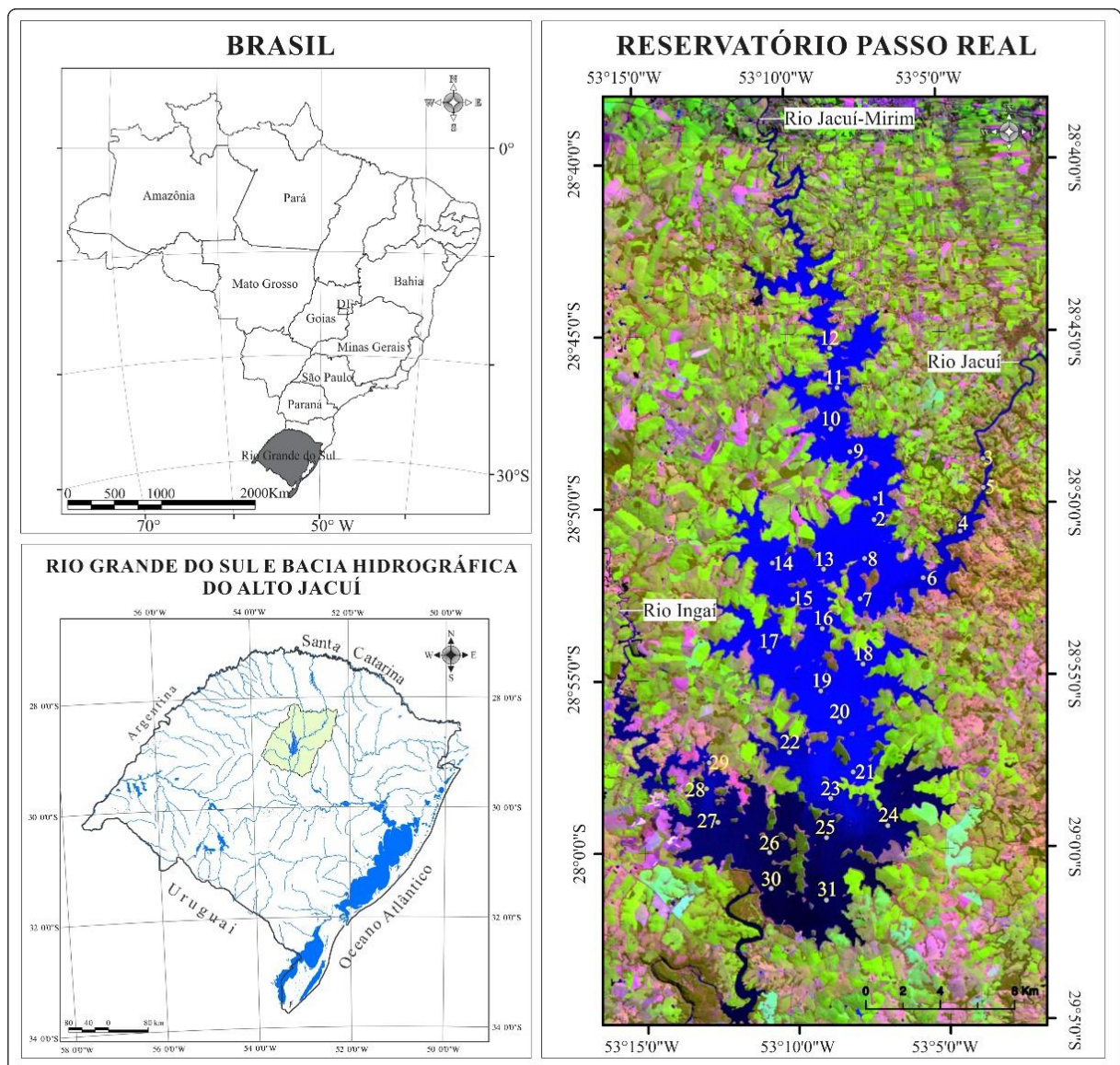
2.1 Área de Estudo

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 com 233,4 Km² (COAJU, 2010).

Para a realização dos trabalhos de campo no reservatório Passo Real, Pereira Filho et al. (2010) estabeleceram 31 estações amostrais equidistantes que contemplam as diferenças espectrais encontradas no reservatório (Figura 1), porém se ressalta que nem todos os pontos foram coletados em campo nos meses analisados nesta pesquisa. Em 15 de setembro de 2012 foram coletados os pontos 8, 10, 12, 16, 20, 28, 29 e 30 e em 23 de janeiro de 2013 foram coletados os pontos 4, 5, 8, 10, 12, 16, 20, 28, 29, 30 e 31.

Figura 1 - Localização do reservatório Passo Real e das estações amostrais (a imagem do reservatório corresponde a uma composição colorida do sensor *Thematic Mapper* na composição RGB543 do dia 26 de agosto de 2009).



Fonte: TONIOLO, et al. (2012).

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. 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 de 3.800 metros (COAJU, 2009).

2.2 Obtenção de dados de precipitação pluviométrica

Com o intuito de complementar as análises dos dados limnológicos relacionados com as datas que ocorreram as coletas foram considerados os dados de precipitação na área do reservatório com 30 dias de antecedência à data do trabalho de campo. Os dados foram obtidos no endereço eletrônico do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), onde são disponibilizados valores das leituras de precipitações diárias.

Em função da grande área ocupada pelo reservatório abrangendo mais de um município foram utilizados os dados de precipitação de dois municípios que estão localizados as margens do reservatório, sendo Cruz Alta e Passo Fundo. A partir dos dados coletados compreendendo 30 dias anteriores a data do trabalho de campo, calculou-se a média de precipitação diária dos dois municípios para cada mês.

2.3 Coletas *in situ* de dados limnológicos

As coletas de dados em campo foram realizadas durante o ano de 2012 e 2013 (Quadro 1), o que permitiu a caracterização temporal das variáveis dos ambientes aquáticos. Para a distribuição das estações amostrais nos reservatórios foram consideradas as diferenças espectrais de acordo com os distintos compartimentos aquáticos visualizados por classificação de imagens LANDSAT 5 TM.

Quadro 1 - Datas dos trabalhos de campo e número de estações amostrais

| Datas de campo e número de estações amostrais | | | |
|------------------------------------------------------|----------|------------|----------|
| Campo 1 | Amostras | Campo 2 | Amostras |
| 15.09.2012 | 8 | 23.01.2013 | 11 |

Para a realização das coletas de dados em campo foi utilizada a infraestrutura pertencente ao Laboratório de Geotecnologias da Universidade Federal de Santa Maria, que dispõe de automóvel, barco e motor de popa, entre outros equipamentos e materiais para coleta e análise da amostra de água em laboratório. Para a localização precisa das estações amostrais do reservatório foi utilizado um aparelho GPS Garmin Etrex de precisão de 5 metros, com as coordenadas geográficas das estações previamente armazenadas no aparelho. A transparência da água foi medida em campo com a utilização de um Disco de Secchi (30 cm). Os valores de turbidez e oxigênio dissolvido foram obtidos com o mergulho da sonda multiparâmetros Horiba modelo U-53. Para a caracterização de cada ponto amostral a temperatura da água foi verificada com termômetro digital; temperatura, umidade do ar e velocidade do vento com um termo-higro-anemômetro-luxímetro digital; 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.

Para as variáveis determinadas em laboratório foi realizada a coleta da água em cada ponto amostral em sub-superfície, na profundidade aproximada de 30 cm, com a utilização de recipientes numerados e com um litro de capacidade, que após a coleta foram mantidos em recipientes térmicos e escuros até a chegada ao Laboratório de Limnologia. Em laboratório foram determinadas as variáveis: potencial hidrogeniônico (pH), Condutividade Elétrica (CE), Total de Sólidos em Suspensão (TSS) e concentração de clorofila-*a* (Chl-*a*) que proporciona uma estimativa de biomassa fitoplactônica.

A determinação dos valores de TSS em laboratório foi realizada conforme apresentado em APHA (2005). Para a filtragem foram utilizados bomba de vácuo e filtros de celulose com 0,45 µm de porosidade e 47 mm de diâmetro. Os filtros são secados previamente por 24 horas em estufa a uma temperatura de 50°C, a fim de eliminar a umidade. Posteriormente à secagem, pesam-se os filtros em balança analítica para obtenção do peso inicial. Após a filtragem da água, os filtros retornam à estufa, onde permanecem por 24 horas a 50°C novamente. Após a secagem, obteve-se o peso final com a pesagem dos filtros na mesma balança e determinou-se a concentração de total de sólidos em suspensão em mg/L. O TSS na unidade mg/L foi determinado com base na equação:

$$TSS = \left(\frac{Pf - Pi}{V} \right) \cdot 1000$$

Onde:

TSS = Total de Sólidos em Suspensão

Pf = Peso Final (mg)

Pi = Peso Inicial (mg)

V = Volume filtrado (L).

A clorofila-*a* foi determinada em laboratório conforme método apresentado por Yunes e Araújo [s/d] com base em Mackinney (1941), Paranhos (1996) e Chorus (1999). Para a determinação de clorofila-*a* os procedimentos de filtragem e extração de pigmentos foram realizados sempre sob fraca iluminação, para inibir a realização da fotossíntese. Para a filtragem foram utilizados filtros de fibra de vidro. Na sequência o filtro foi 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 foram deixados em refrigeração (4° C) por 24 horas. Para a leitura no espectrofotômetro foram 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 clorofila-*a* ocorre em 663 nm e a turbidez das células das cianobactérias em 750 nm. Para o cálculo da concentração de clorofila-*a* em µg/L foi levado em consideração as medições do espectrofotômetro, o volume de pigmentos extraídos e o volume filtrado. A equação utilizada para a determinação da Chl-*a* foi a seguinte:

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| $\text{Chl } a = \frac{\text{Abs}(663 - 750) \times 12,63 \times \text{VE} \times 1000}{\text{VF}}$ | <p>Onde:</p> <p><i>A</i> = Absorbância em 663 e 750 nm</p> <p>12,63 = Constante</p> <p><i>VE</i> = Volume Extração (mL) - metanol</p> <p><i>VF</i> = Volume Filtrado (ml) – água</p> |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

Para a espacialização das variáveis limnológicas, os dados limnológicos foram inseridos no banco de dados geográfico do *software* SPRING versão 4.3.3, 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, LAMPARELLI, 2004) e às demais variáveis foi verificada a amplitude dos dados e definidos intervalos, tendo como limite 20 classes.

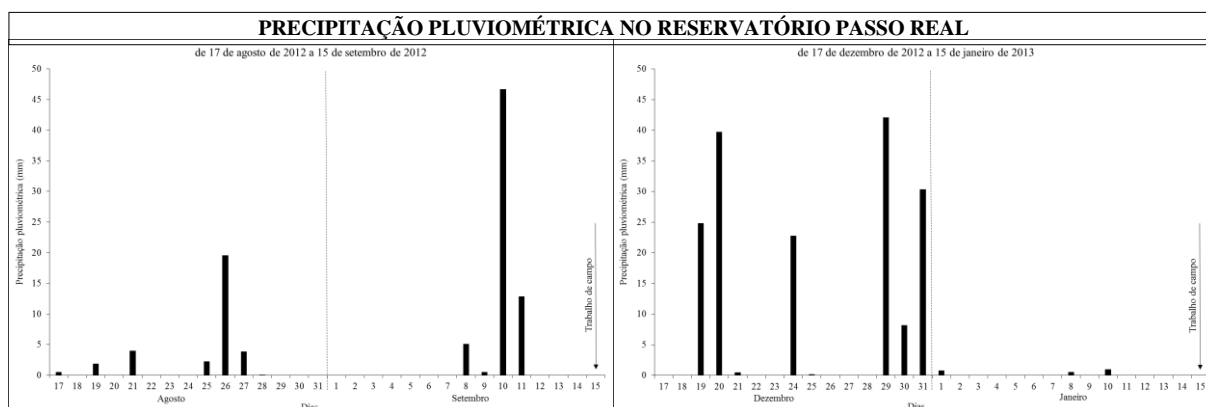
A última etapa metodológica correspondeu à análise integrada dos dados limnológicos. Para tanto, foi realizada a análise estatística para verificar a relação entre os dados. A matriz de correlações foi utilizada para a análise estatística entre as variáveis limnológicas e posterior análise de regressão entre as variáveis que apresentaram as correlações significativas mais fortes.

3 Resultados e Discussão

3.1 Dados pluviométricos

O registro de chuvas em 30 dias anteriores a coleta de dados (Figura 2) para municípios limítrofes do reservatório Passo Real foi realizado com o intuito de auxiliar na análise limnológica e verificar possíveis interferências no resultado das variáveis.

Figura 2 - Precipitação pluviométrica diária em trinta dias anteriores aos trabalhos de campo nos meses de setembro de 2012 e janeiro de 2013.



No mês de setembro de 2012 o trabalho de campo ocorreu no dia 15, portanto os dados observados na Figura 2 apresentam as médias diárias dos dados de precipitação ocorrida a partir do dia 17 de agosto até o dia 15 de setembro. A ocorrência de chuvas significativas mais próxima da data de trabalho de campo foi no período de 8 a 11 de setembro, quatro dias antes. O acúmulo dos 30 dias anteriores à coleta foi de 97 mm. A ocorrência de chuvas em dias próximos que antecederam a coleta de campo 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, conseqüentemente ocorre a redução da transparência da água.

No mês de janeiro de 2013 o trabalho de campo foi realizado no dia 15, então os dados apresentados no gráfico correspondem à média diária desde o dia 17 de dezembro. O mês de janeiro apresentou um valor muito baixo de precipitação pluviométrica registrando 2,3 mm em quatorze dias anteriores a coleta em campo. As ocorrências mais significativas de chuva ocorrem no mês de dezembro 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 171 mm, mesmo sendo um acúmulo

superior ao mês de setembro, possivelmente não apresentou influência significativa nas variáveis limnológicas e espectrais na água do reservatório.

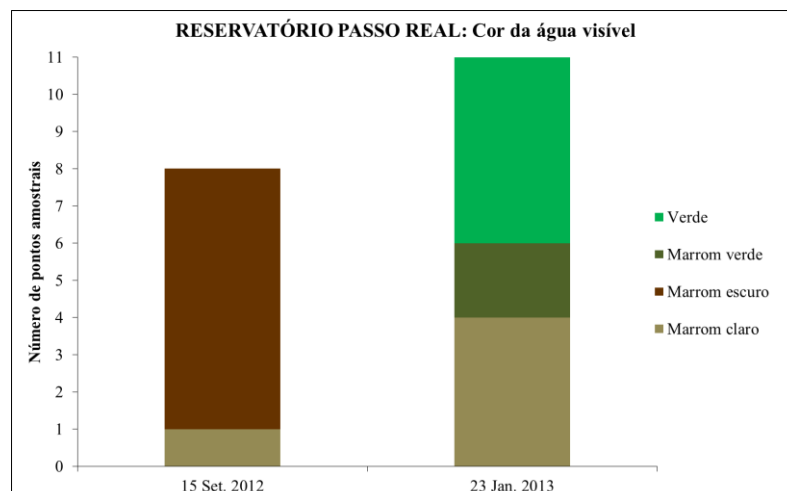
3.2 Variáveis físicas da água

As variáveis físicas dentre suas diversas características são as que estão relacionadas principalmente com o aspecto estético da água e seu estudo tem importância devido os efeitos que elas provocam na energia eletromagnética que interage com a superfície do ambiente aquático. As variáveis físicas estudadas nesta pesquisa são: Cor, Total de Sólidos em Suspensão, Total de Sólidos Dissolvidos, Turbidez, Transparência e Temperatura da água.

3.2.1 Cor

A cor de uma amostra de água está associada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la (e esta redução dá-se por absorção de parte da radiação eletromagnética), devido à presença de sólidos dissolvidos, sólidos em suspensão e algas. É importante ressaltar que a coloração, realizada na rede de monitoramento, consiste basicamente na observação visual do técnico de coleta no instante da amostragem, denominando-se assim como cor aparente da água (CETESB, 2009). Embora o parâmetro cor da água seja subjetivo, ela foi identificada para estabelecer possíveis relações com os constituintes da água. O número de ocorrência de cores no reservatório em cada mês analisado é apresentado na Figura 3.

Figura 3 – Cores da água do reservatório Passo Real em 15 de Setembro de 2012 e 23 de Janeiro de 2013.



A cor da água visualizada em campo forneceu algumas informações dos constituintes opticamente ativos presentes no reservatório. As cores: marrom claro, marrom escuro, marrom verde e verde foram observadas na água do reservatório Passo Real.

A cor marrom escuro da água deve-se a forte influência do sistema lótico e esteve presente em quase a totalidade do reservatório em setembro de 2012. Provavelmente a visualização desta cor na água é decorrente da ocorrência de chuvas nos dias que antecederam a coleta em campo, o que ocasionou uma alta entrada de material em suspensão. Neste mesmo período foi observada a cor marrom claro apenas em uma estação amostral localizada próxima ao dique. No mês de janeiro de 2013, a entrada das águas do rio Jacuí proporcionou que a cor do reservatório fosse marrom claro e entrada do rio Jacuí-Mirim uma cor marrom verde. A cor verde predominou no restante do reservatório até o dique.

3.2.2 Total de Sólidos em Suspensão

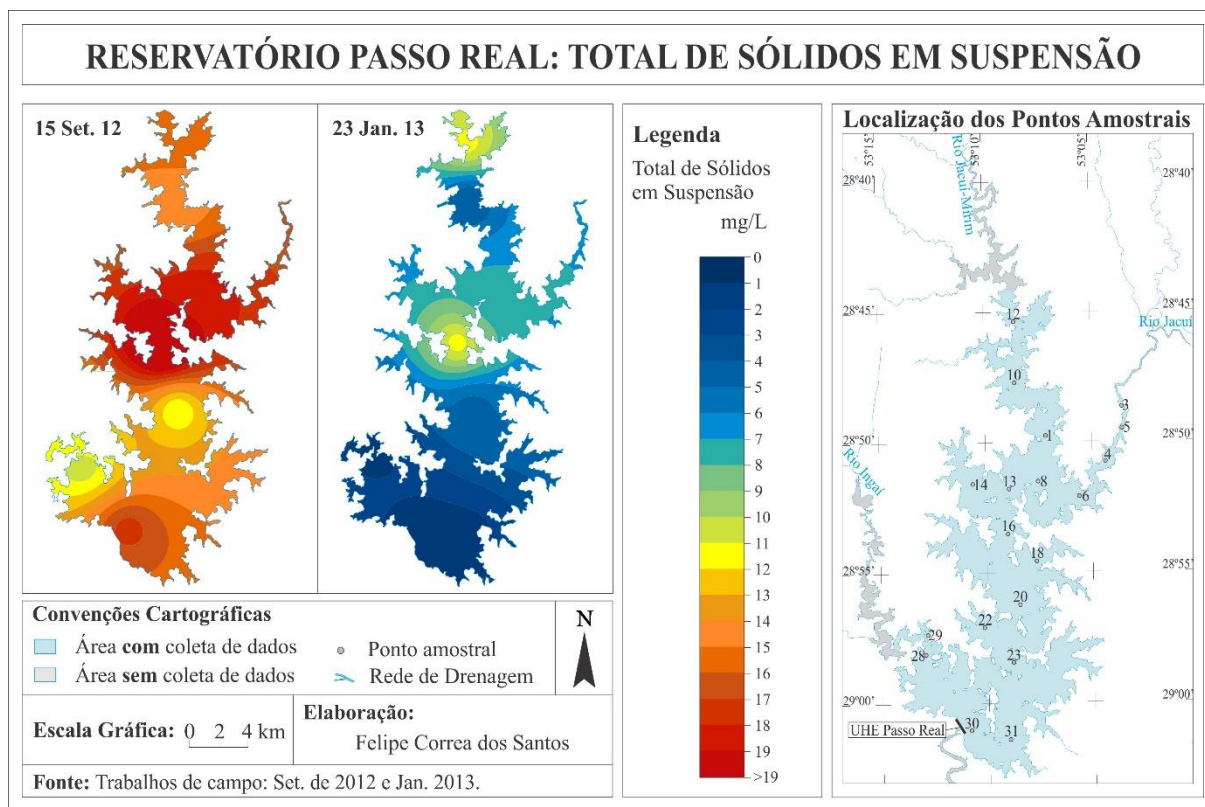
A presença de sólidos em suspensão foi observada em todo reservatório, ocorrendo apenas variações de acordo com as particularidades de cada porção da área e o período estudado. Em dados registrados no reservatório Passo Real em setembro de 2012 verificou-se concentrações elevadas de total de sólidos em suspensão, atingindo valores superiores a 20 mg/L enquanto que em janeiro de 2013, a maior parte das estações apresentaram valores baixos, menores do que 5 mg/L. De acordo com a espacialização o padrão de localização é semelhante com influência dos rios tributários, apenas diferenciando-se em relação à concentração maior no mês de setembro de 2012 em relação ao mês de janeiro de 2013 (Figura 4).

As maiores concentrações de TSS estão presentes na porção central do reservatório e nas águas vindas do rio Jacuí nos dois períodos analisados. O rio Jacuí-mirim também apresenta contribuição na entrada de sólidos em suspensão ao reservatório em ambos os períodos. Em setembro de 2012 os sólidos em suspensão atingem todo o reservatório em altas concentrações, 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 lântico 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. O mês de setembro corresponde ao mês de preparo e plantio de culturas de verão, período em que o solo fica mais vulnerável ao processo de lixiviação pela água da chuva. Em setembro de

2012 foram registradas as maiores ocorrências pluviométricas em dias próximos da coleta de amostras em campo comparadas ao mês de janeiro de 2013. A ocorrência de chuvas auxiliam o transporte de sedimentos ao interior do reservatório.

Figura 4 – Distribuição espacial dos total de sólidos em suspensão do reservatório Passo Real em setembro de 2012 e janeiro de 2013.



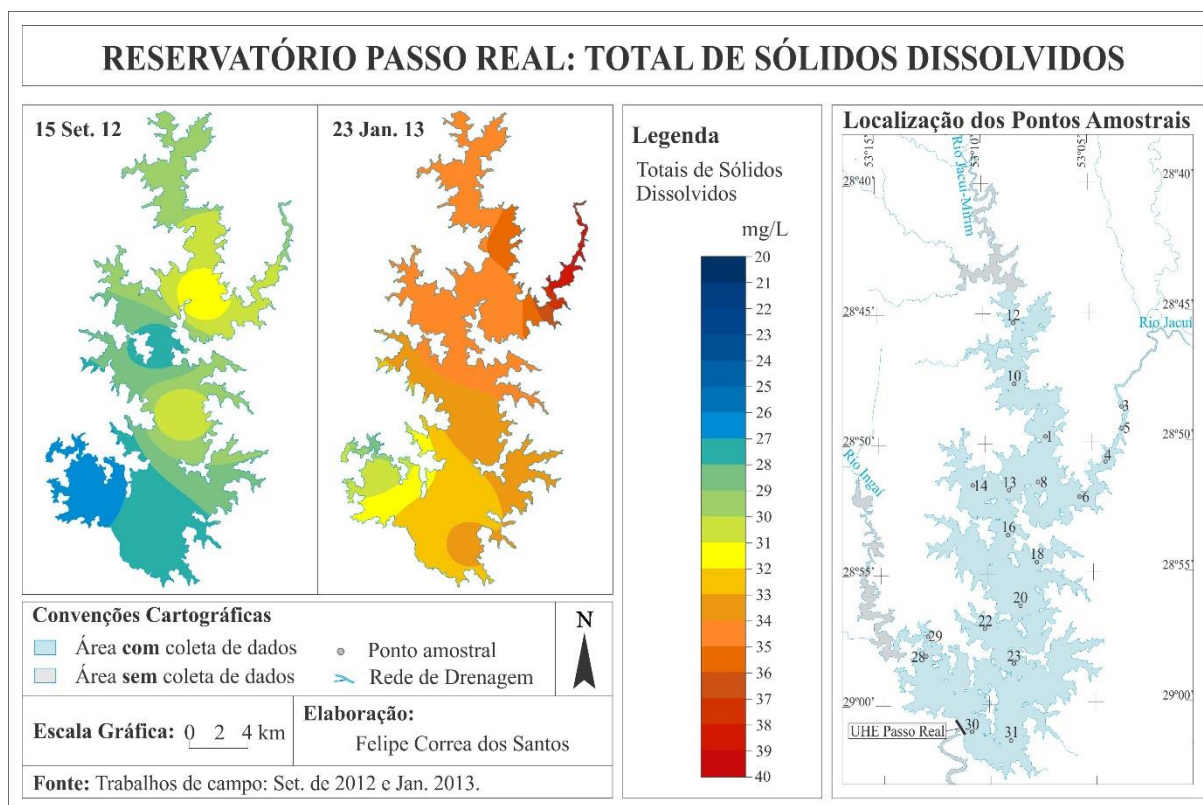
3.2.3 Total de Sólidos Dissolvidos

De acordo com o dados a média de total de sólidos em suspensão foi maior em janeiro de 2013 (34 mg/L) do que em setembro de 2012 (29 mg/L). Os menor valores registrado desta variável foi no setor de entrada do rio Ingaí e os maiores valores foram observados na entrada do rio Jacuí em ambos os períodos analisados (Figura 5). O uso e ocupação do solo pela agricultura no entorno do reservatório aliada a ocorrência de chuvas pode influenciar diretamente na concentração de sólidos dissolvidos na água.

Segundo a resolução n° 357/2005 do CONAMA (CONAMA, 2005), destina-se ao consumo humano águas doces com até 500 mg/L de TDS. Mesmo considerando o limite máximo deste parâmetro, a água do setor de amostragem do reservatório Passo Real referente

a entrada do Rio Jacuí apresentou valor inferior ao estipulado pela resolução em vigor, o que demonstra que esses dados estão em consonância com a resolução CONAMA nº375/2005.

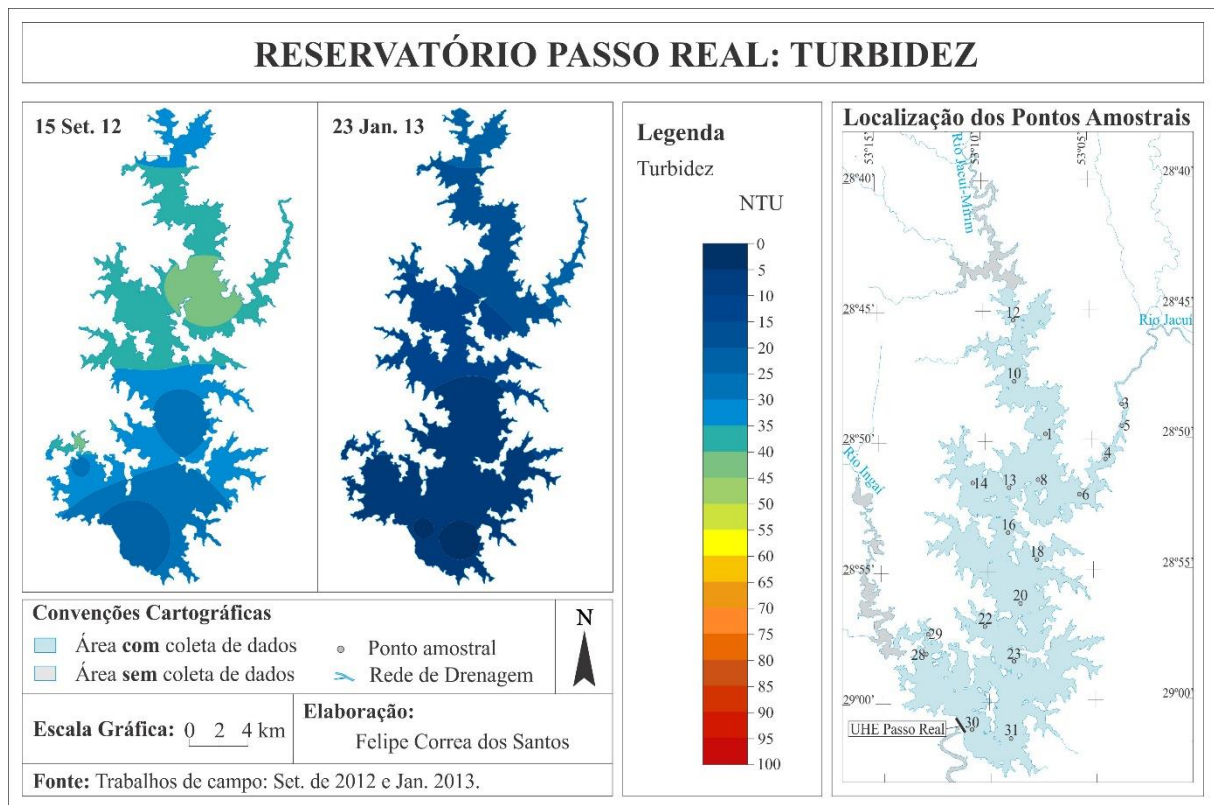
Figura 5 – Distribuição espacial dos total de sólidos dissolvidos do reservatório Passo Real em setembro de 2012 e janeiro de 2013.



3.2.4 Turbidez

O reservatório Passo Real apresentou maior turbidez da água em setembro de 2012 se comparado com o mês de janeiro de 2013 (Figura 6). Em ambas as datas, o setor intermediário do reservatório (setor de mistura das entradas dos rios Jacuí e Jacuí-Mirim) apresentou os registros mais elevados de turbidez e setor próximo ao dique se caracterizou como área do reservatório de baixa turbidez. Em estudo realizado por NOH et al. (2014), situação semelhante é apresentada com dados de turbidez coletados com antecedente registro de chuvas e os autores consideram que geralmente, o aumento de turbidez durante chuvas fortes tem uma forte relação com a perda de solo na bacia hidrográfica.

Figura 6 – Distribuição espacial da turbidez do reservatório Passo Real em setembro de 2012 e janeiro de 2013.



3.2.5 Transparência

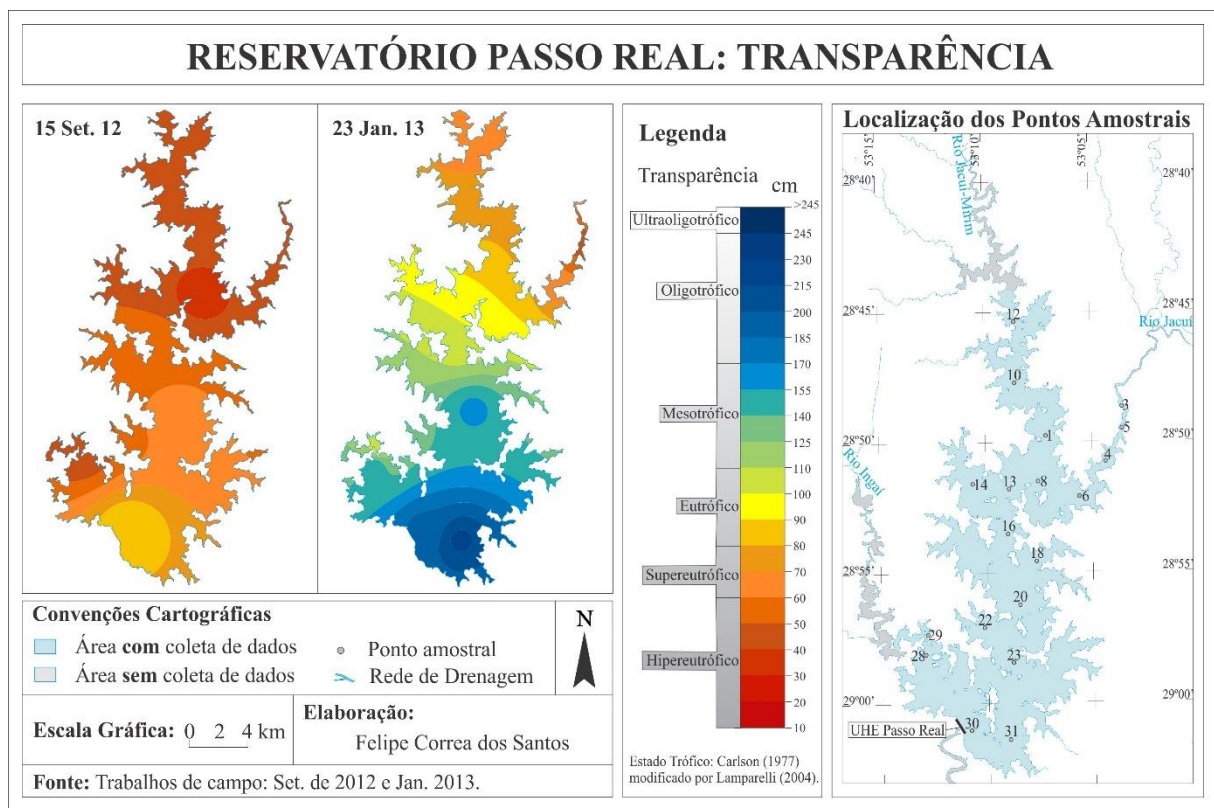
O mês de setembro de 2012 foi o de menor transparência (Figura 7), principalmente nos setores de entrada dos rios Jacuí e Jacuí-mirim e são classificados como supereutróficos e em algumas áreas como hipereutrófico, considerando unicamente esta variável como indicadora de estado trófico. Os referidos setores correspondem aos maiores registros de concentração de clorofila-*a* e TSS neste período. Os valores de maior transparência da água em setembro de 2012 foram encontrados em pontos localizados na porção central do reservatório e próximo ao dique. Em de janeiro de 2013 os dados apontam para maior transparência e neste período há um maior gradiente longitudinal desta variável.

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 janeiro de 2013 apresentou as menores transparências nestes setores. Nota-se que no mês de setembro de 2012 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 lântico que ocorreu uma leve elevação da transparência, ocasionado principalmente por pontos localizados próximo ao dique.

Já no mês de janeiro de 2013 o diferencial ocorreu ao observar que os três rios, Ingaí, Jacuí e Jacuí-Mirim contribuíram para uma menor transparência nestes setores em relação à porção central do reservatório.

Explicações plausíveis para a menor da transparência da água do reservatório no mês de setembro de 2012 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. Novamente, é observado a partir desta variável o efeito de maior vulnerabilidade do solo na época de seu preparo, mês de setembro.

Figura 7 – Distribuição espacial da transparência da água do reservatório Passo Real em setembro de 2012 e janeiro de 2013.



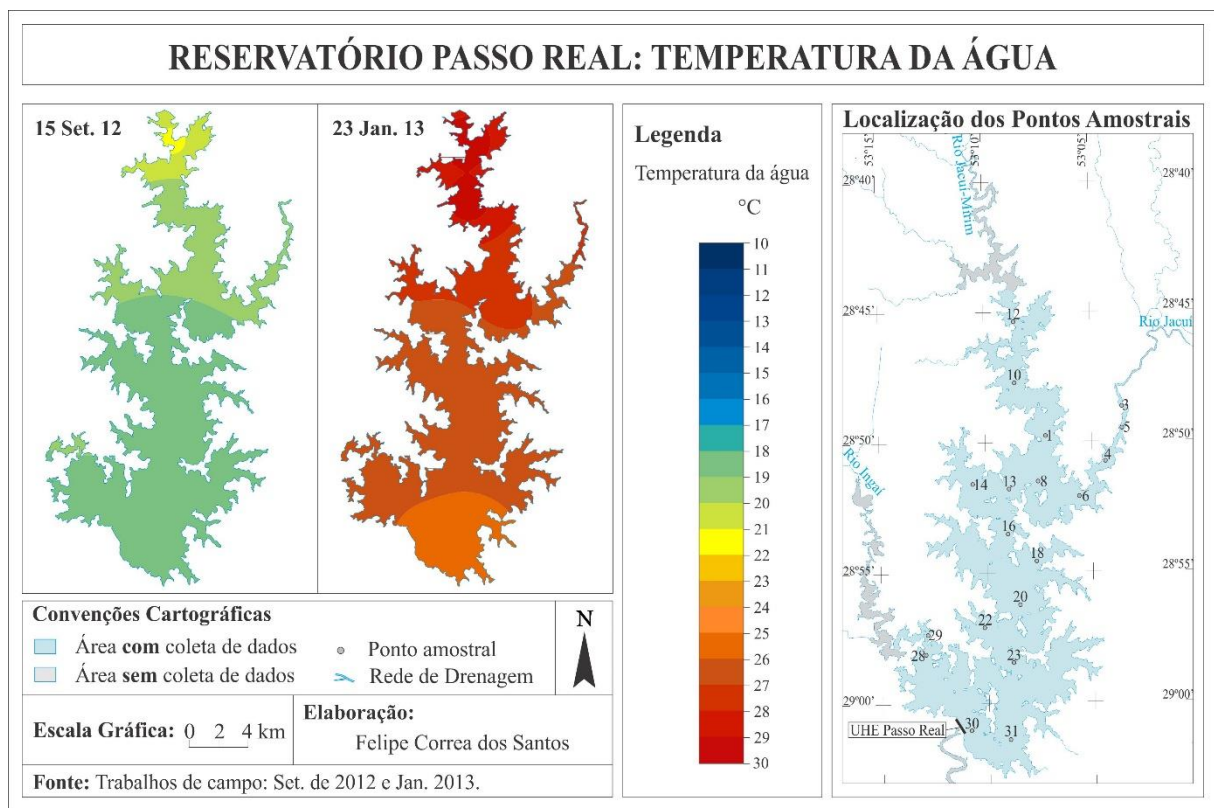
3.2.6 Temperatura

A média dos valores de temperatura da água no mês de setembro de 2012 foi 19 °C ocorrendo mínimas variações em torno da média em todos os pontos amostrais. No mês de janeiro de 2013, a média de temperatura foi de 27 °C, e neste período novamente em relação ao desvio padrão da temperatura houve pouca variação dos dados. A diferença nas temperaturas da água nos períodos analisados está associada à maior incidência de radiação solar no corpo

da água em janeiro de 2013, período de verão, comparada a setembro de 2012, período de inverno com advento do anticiclone polar provoca a queda da temperatura do ar e, conseqüentemente dos corpos d'água.

Apesar da homogeneidade espacial dos dados de temperatura da água (Figura 8), nota-se uma diminuição longitudinal dos dados do setor de entrada do rio Jacuí-Mirim (maiores temperaturas) até o dique do reservatório (menores temperaturas). Ao observar os dados de temperatura da água do norte ao sul do reservatório nota-se uma amplitude dos dados de 2,6 °C em setembro de 2012 e 3,7 °C em janeiro de 2013.

Figura 8 – Distribuição espacial da temperatura da água do reservatório Passo Real em setembro de 2012 e janeiro de 2013.



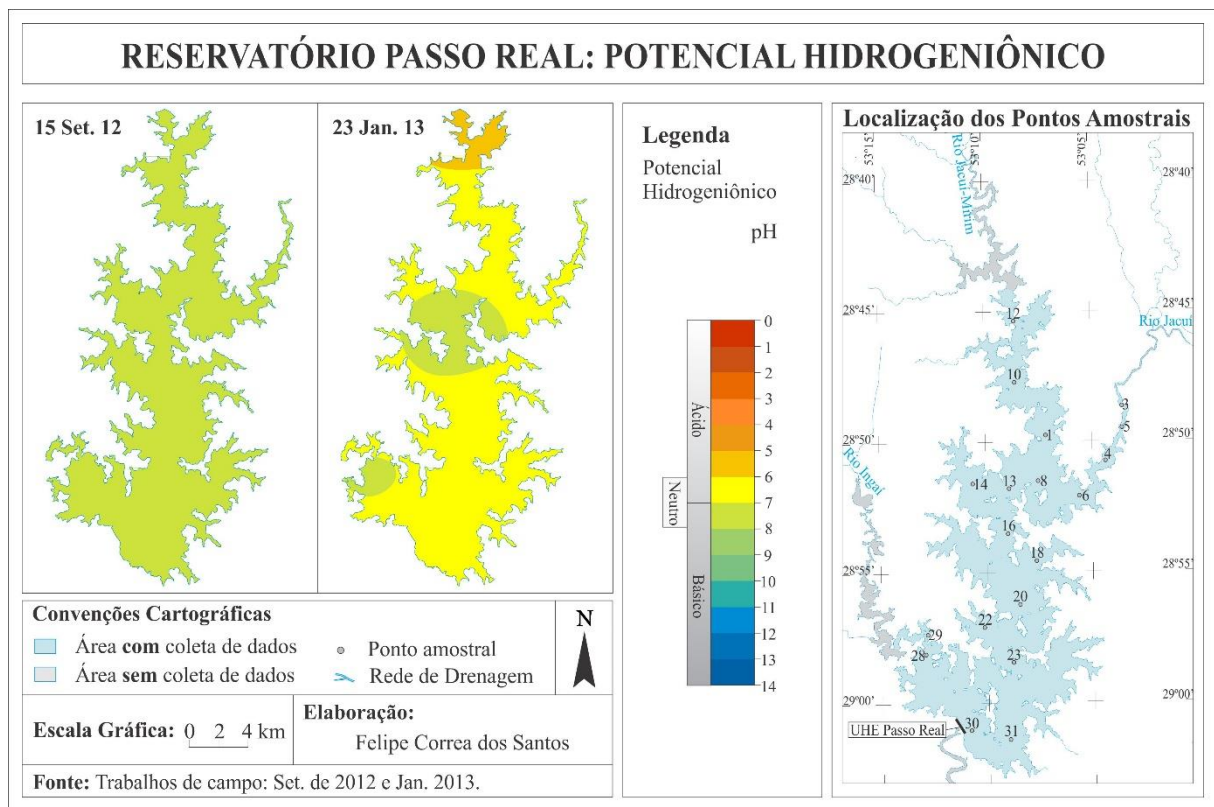
3.3 Variáveis químicas da água

As variáveis químicas devem ser conhecidas para verificar a necessidade de tratamentos na água em caso de uso da água para fins domésticos ou alertar para desequilíbrios ambientais e sobrevivência de diversas espécies que tem como *habitat* o ambiente aquático. As variáveis químicas estudadas nesta pesquisa são: Potencial Hidrogeniônico, Condutividade Elétrica e Oxigênio Dissolvido.

3.3.1 Potencial Hidrogeniônico

Os valores de pH obtidos não demonstram variações acentuadas ao longo do eixo longitudinal do reservatório, entretanto, observou-se diferença entre os meses amostrados (Figura 9). A média dos valores de pH no mês de setembro foi 7 ocorrendo mínimas variações em torno da média em todos os pontos amostrais. No mês de janeiro a média de pH também foi 7 porém, com ocorrência de pontos de no mínimo 6,28 no setor de entrada do rio Jacuí-Mirim, 7,98 no setor de entrada do rio Ingaí e a ocorrência máxima no período de 8,23 no setor intermediário do reservatório, tendendo a pH mais alcalino.

Figura 9 – Distribuição espacial do pH da água do reservatório Passo Real em setembro de 2012 e janeiro de 2013.



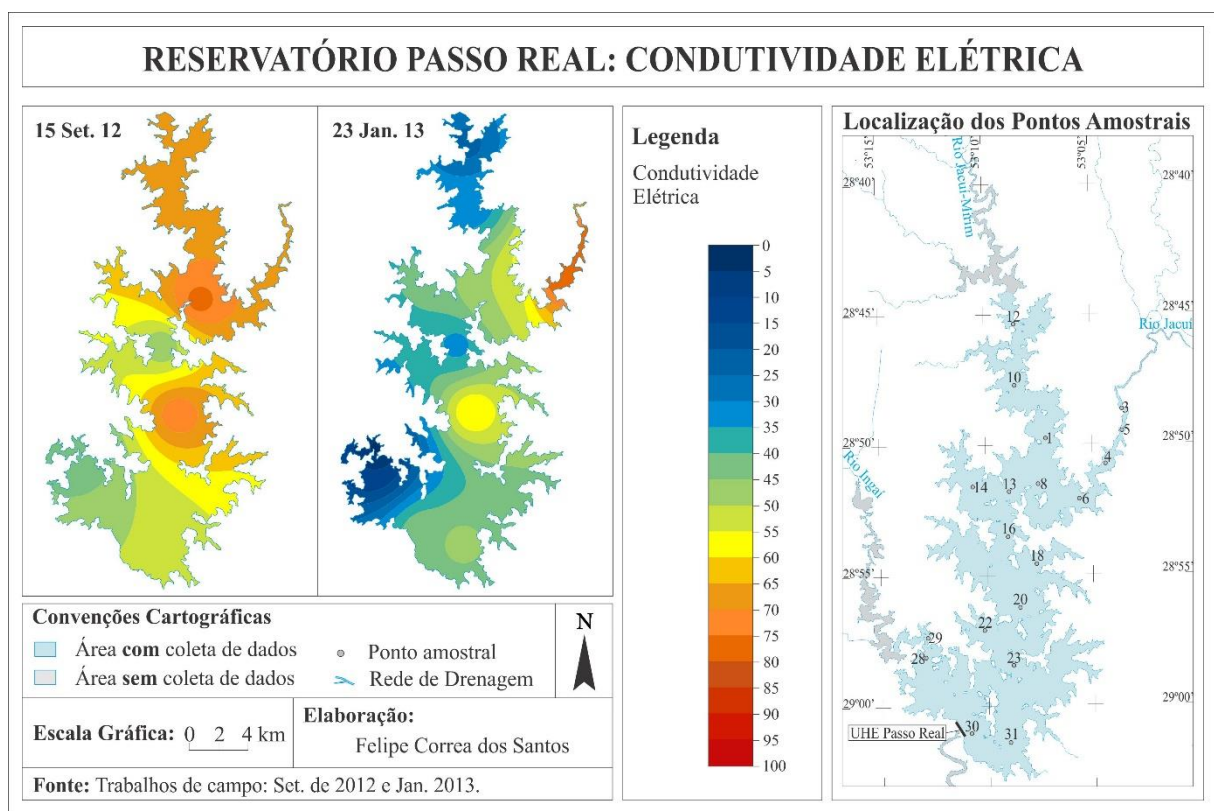
3.3.2 Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica dos pontos de amostragens variou de 41 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 64 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ambos os valores registrados em janeiro de 2013. Os menores valores de CE foram registrados nos setores de entrada dos rios Jacuí-mirim e Ingaí e os maiores valores foram detectados nos pontos de amostragens referentes ao setor de entrada do rio Jacuí (Figura 10). Verifica-se, ainda,

que o desvio padrão deste ponto de amostragem foi o maior, caracterizando alta variação das medidas, ou por episódios isolados da CE obtidas em campo.

Apesar de a legislação em vigor não apresentar limites para a variável condutividade elétrica os valores registrados no reservatório Passo Real não se enquadram como inadequados, conforme é apresentado por Couto et al. (2006) em que para serem consideradas de boa qualidade, águas naturais devem apresentar CE até 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Figura 10 – Distribuição espacial da condutividade elétrica da água do reservatório Passo Real em setembro de 2012 e janeiro de 2013.



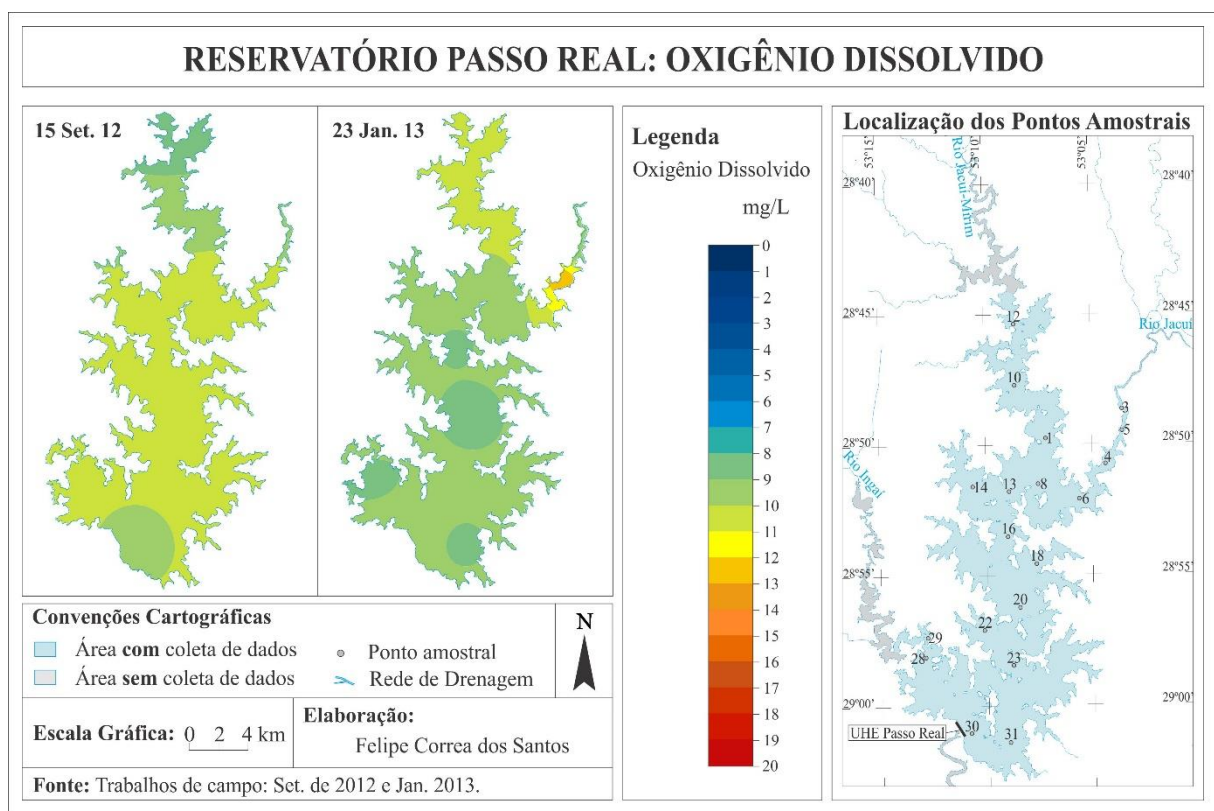
3.3.3 Oxigênio Dissolvido

O valor mínimo obtido foi de 8 mg/L em setembro de 2012, e o máximo de 12,5 mg/L em janeiro de 2013 (Figura 11). Não houve grande oscilação de oxigênio dissolvido ao comparar os dois períodos analisados, a média em ambas as datas foi a mesma (10 mg/L), porém ocorreu variação espacial ao comparar as duas coletas. As estações amostrais com maior concentração de oxigênio dissolvido foram as referente ao setor de entrada dos rios Jacuí e Jacuí-mirim e no setor próximo ao dique do reservatório. Em janeiro de 2013 o setor de entrada do rio Jacuí-mirim foi o que registrou os valores mínimos, enquanto que os valores máximos

foram distribuídos no restante do reservatório. O valor máximo de 12,5 mg/L em janeiro de 2013 foi registrado no setor de entrada do rio Jacuí.

De acordo com as análises realizadas, o oxigênio dissolvido apresentou valores que se enquadram nos limites aceitáveis em todas as classes de águas doces previstas pela resolução CONAMA nº 357/2005. Conforme a resolução CONAMA, as amostras não podem conter valores inferiores a 6 mg/L para a classe 1; 5mg/L na classe 2; 4mg/L na classe 3; 2 mg/L na classe 4.

Figura 11 – Distribuição espacial do oxigênio dissolvido da água do reservatório Passo Real em setembro de 2012 e janeiro de 2013.



3.4 Variável hidrobiológica

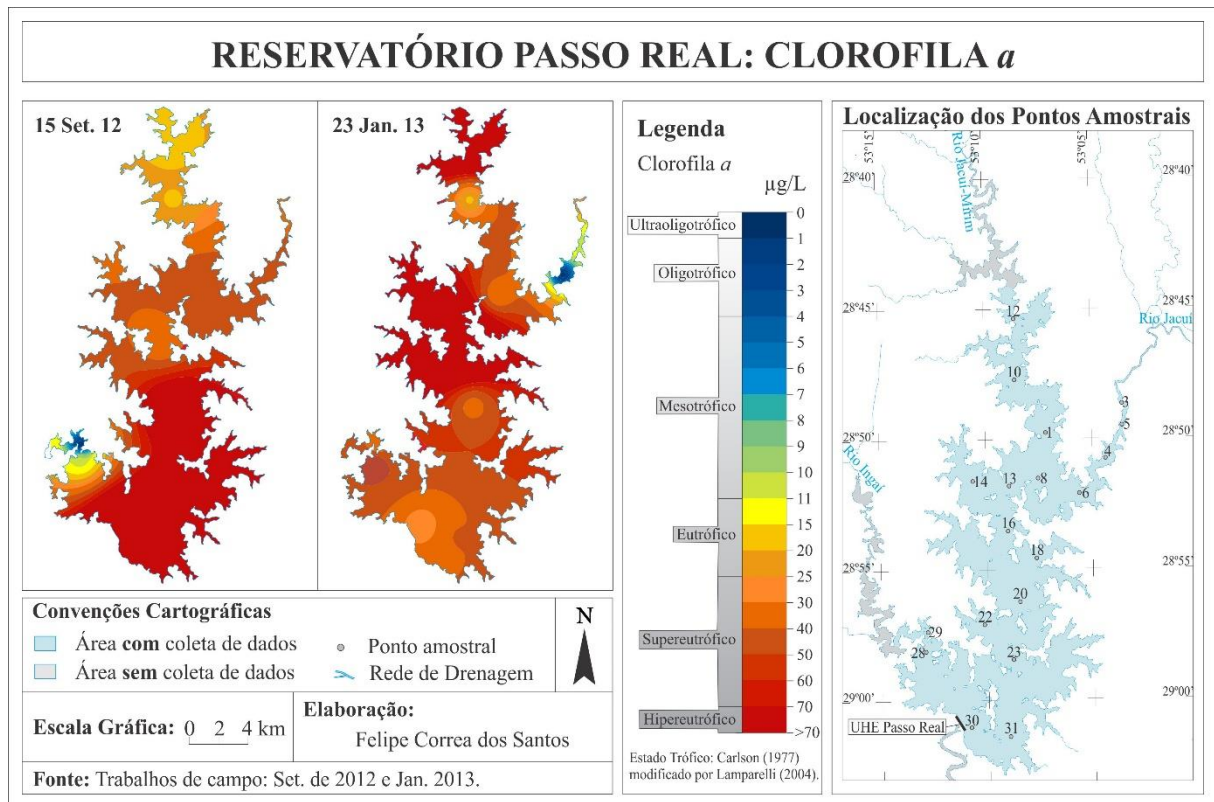
Entre o material em suspensão na água inclui-se a porção orgânica ou seja, os organismos presentes que também constituem impurezas, que em alguns casos tóxicos, causam desequilíbrio ambiental.

3.4.1 Clorofila-*a*

Em praticamente 50% da área do reservatório Passo Real foram encontradas concentrações superiores a 40 µg/L de clorofila-*a* nas coletas de Setembro de 2012 e Janeiro de

2013 (Figura 12). Embora os dados Janeiro de 2013 apresentem maiores médias de concentração de clorofila-*a* (média de 60 $\mu\text{g/L}$) do que em relação aos dados de setembro de 2012 (média de 51 $\mu\text{g/L}$), ambos os períodos foram registradas altas concentrações de clorofila-*a* em distintos compartimentos aquáticos do reservatório.

Figura 12 – Distribuição espacial clorofila *a* do reservatório Passo Real em setembro de 2012 e janeiro de 2013.



No mês de setembro de 2012 foram registrados episódios de altas concentrações de clorofila-*a*, atingindo valores de 102 $\mu\text{g/L}$ na estação amostral 20 e 179 $\mu\text{g/L}$ na estação 30. Em relação a área de ocorrência espacial, observa-se que estes valores de alta concentração ocorreram nos compartimentos aquáticos centrais até o dique do reservatório. Neste período também se observa o compartimento de entrada do rio Ingaí referente a estação amostral 29 com registro de clorofila-*a* de 1,26 $\mu\text{g/L}$, sendo um valor baixo em relação as demais estações amostrais do reservatório. Este mesmo compartimento aquático já foi descrito como local de ocorrência de florações de algas em Santos (2012) no mês de outubro de 2009 em que foram registrados valores de clorofila-*a* superiores a 400 $\mu\text{g/L}$.

Dentre os motivos para a ocorrência de valores elevados de clorofila-*a* é o fato de o meses de setembro e outubro serem correspondentes 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). Santos (2012) aponta que também deve ser levado em conta o índice de temperatura ser mais elevado neste período do ano e a maior ocorrência de chuvas leva uma alta carga de material para o reservatório, condições que favorecem o desenvolvimento de algas.

As concentrações de clorofila-*a* registradas no reservatório em Janeiro de 2013 foram mais elevadas que as de setembro de 2012 e de maior variação entre os dados. Os registros apontam desde episódios de baixas concentrações, 1,68 µg/L no compartimento de entrada do rio Jacuí, a altas concentrações atingindo valor de 232,4 µg/L de clorofila-*a*. Os compartimentos aquáticos com maiores concentrações correspondem ao centro do reservatório e a entrada do rio Jacuí-Mirim.

Utilizando exclusivamente a clorofila-*a* como indicadora do estado trófico encontraram-se ambientes de oligotrófico a hipereutrófico no reservatório Passo Real (PEREIRA FILHO et al., 2010).

3.5 Correlação entre variáveis limnológicas

Em um ambiente aquático como um reservatório, diversos fatores internos e externos influenciam as características limnológicas, mas também é relevante considerar que há interferências entre algumas variáveis limnológicas. Na Tabela 1, são apresentadas as correlações de Pearson entre os valores das variáveis limnológicas de todos os pontos amostrados, nos dois períodos de coleta (n=19). Estão em destaque as correlações estatisticamente significativas com 95% de confiança (CALLEGARI-JACQUES, 2003).

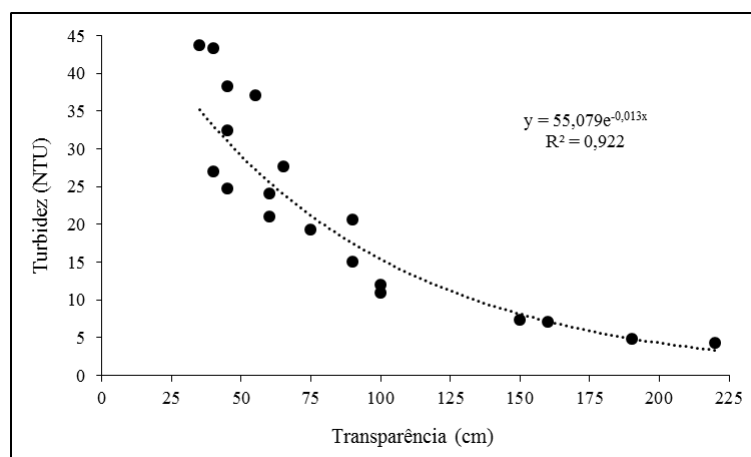
Tabela 1 – Matriz de correlação das variáveis limnológicas do Reservatório Passo Real

| Variáveis | Chl-a | TSS | TSD | Transp. | Turb. | Temp. | pH | CE | OD |
|----------------|-------|--------------|-------------|--------------|--------------|-------------|------|------|------|
| Chl-a | 1,00 | | | | | | | | |
| TSS | 0,24 | 1,00 | | | | | | | |
| TSD | 0,03 | -0,41 | 1,00 | | | | | | |
| Transp. | 0,07 | -0,66 | 0,17 | 1,00 | | | | | |
| Turb. | -0,23 | 0,78 | -0,35 | -0,85 | 1,00 | | | | |
| Temp. | 0,07 | -0,72 | 0,72 | 0,41 | -0,69 | 1,00 | | | |
| pH | -0,04 | 0,00 | 0,09 | -0,07 | 0,05 | 0,07 | 1,00 | | |
| CE | -0,25 | 0,37 | 0,32 | -0,33 | 0,46 | 0,46 | 0,19 | 1,00 | |
| OD | -0,18 | 0,22 | 0,04 | -0,45 | 0,45 | 0,45 | 0,23 | 0,25 | 1,00 |

Legenda: Chl-a – Clorofila-*a* (µg/L); TSS – Total de sólidos em suspensão (mg/L); TSD – Total de sólidos dissolvidos (mg/L); Transp. – Transparência (cm); Turb. – Turbidez (NTU); Temp. – Temperatura (°C); pH – Potencial Hidrogeniônico (pH); CE – Condutividade elétrica; OD – Oxigênio dissolvido (mg/L).

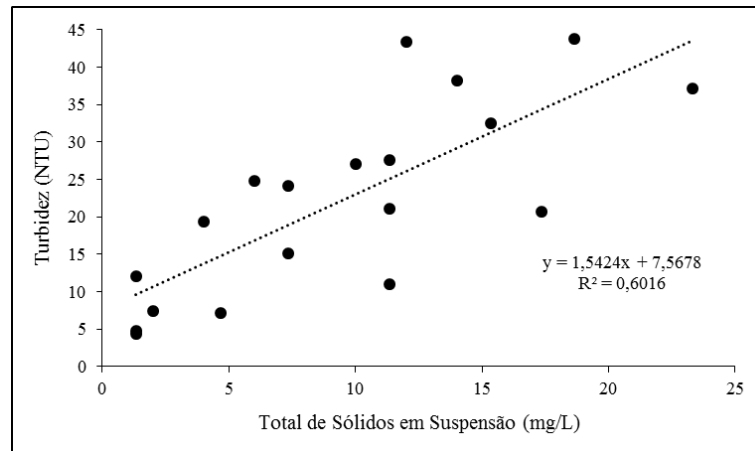
Dentre as correlações significativas destacam-se a correlação negativa da transparência da água com a turbidez (-0,85), o que indica que a transparência da água diminui com o aumento da turbidez. A Figura 13 apresenta a dispersão dos dados de turbidez e transparência da água em que se obteve um valor de coeficiente de determinação de 0,92 com ajuste exponencial, demonstrando que esta relação é estatisticamente significativa. O gráfico de dispersão dos dados apresenta dois grupos, o primeiro com transparências até 100 cm, correspondente as estações amostrais do setor intermediário do reservatório (setor de mistura das entradas dos rios Jacuí e Jacuí-Mirim) em que foram observados os dados de turbidez mais elevados e o segundo grupo, com transparências acima de 150 cm, correspondente ao setor próximo ao dique com turbidez mais baixas.

Figura 13 – Diagrama de dispersão entre as variáveis limnológicas turbidez e transparência da água.



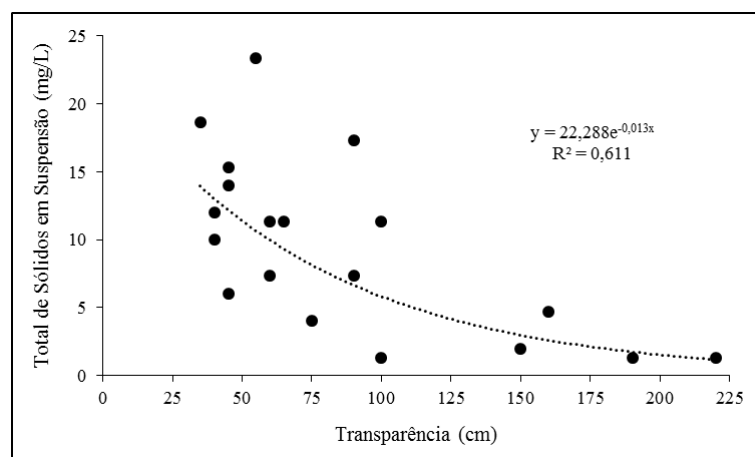
O total de sólidos em suspensão por sua vez apresentou correlação significativa positiva com a turbidez da água (0,78), o que indica que a turbidez da água se eleva de acordo com o aumento do TSS. A Figura 14 apresenta a dispersão dos dados de turbidez e total de sólidos em suspensão em que se obteve um valor de coeficiente de determinação de 0,60 com ajuste linear, demonstrando que esta relação é estatisticamente significativa.

Figura 14 – Diagrama de dispersão entre as variáveis limnológicas turbidez e total de sólidos em suspensão.



O total de sólidos em suspensão também apresentou correlação significativa com a transparência (0,78), desta vez uma correlação positiva, o que indica que a transparência da água reduz de acordo com o aumento do TSS. A Figura 15 apresenta a dispersão dos dados de turbidez e total de sólidos em suspensão em que se obteve um valor de coeficiente de determinação estatisticamente significativo de 0,61 com ajuste exponencial.

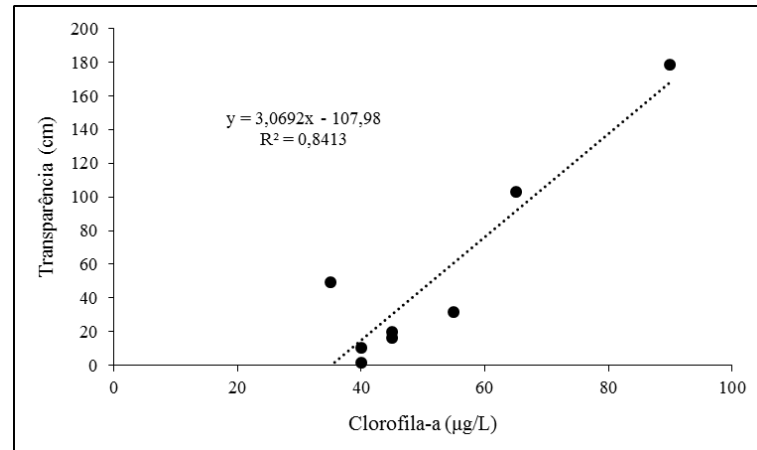
Figura 15 – Diagrama de dispersão entre as variáveis limnológicas total de sólidos em suspensão e transparência da água.



Além da correlação entre todos os valores das variáveis limnológicas foi realizada a correlação das variáveis a cada mês. O valor mais pertinente para a pesquisa foi a correlação de 0,92 encontrada entre a transparência da água e a clorofila-*a* para setembro de 2012 o que demonstra a influência da Chl-*a* na transparência da água. A Figura 16 apresenta a dispersão dos

dados de transparência da água e a clorofila-*a* em que se obteve um valor de coeficiente de determinação estatisticamente significativo de 0,84 com ajuste linear.

Figura 16 – Diagrama de dispersão entre as variáveis limnológicas transparência da água e clorofila-*a*.



Dentre as demais variáveis analisadas no reservatório Passo Real, a temperatura apresentou correlações com o total de sólidos em suspensão, total de sólidos dissolvidos, turbidez, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido. Os resultados obtidos para temperatura superficial da água apresentaram-se bastante uniformes em toda a extensão do reservatório. Esteves (1998) enfatiza que este é um parâmetro de grande importância para a comunidade aquática, já que influencia a maioria dos processos físicos, químicos e biológicos na coluna d'água.

4 Considerações

A água do reservatório apresentou consideráveis variações temporais e espaciais de suas características limnológicas durante o período estudado. A espacialização dos dados limnológicos indicam que as principais alterações correspondem aos setores dos tributários do reservatório Passo Real. A análise dos dados limnológicos do reservatório Passo Real proporcionou um melhor entendimento da dinâmica superficial do ambiente aquático. A análise da relação entre variáveis limnológicas apresentaram correlações significativas entre as variáveis físicas, podendo considerar também a variável biológica estudada, desde que analisada dentro das características do período estudado.

As diferenças entre os meses analisados podem estar vinculadas a distintas utilizações do entorno do reservatório em cada período do ano, principalmente relacionados a agricultura,

que aliadas as elevadas precipitações 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. Com estes fatores levados em consideração se compreende o registro concentrações elevadas de total de sólidos em suspensão em setembro de 2012 se comparados com os dados de janeiro de 2013. A forte correlação entre os dados de total de sólidos em suspensão com a transparência da água e com a turbidez reforça a importância da análise integrada das variáveis óticas do ambiente aquático.

Dentre os motivos para a ocorrência de valores elevados de clorofila-*a* também se considera o fato de o mês de setembro 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 neste período do ano e a maior ocorrência de chuvas leva uma alta carga de material para o reservatório, condições que favorecem a proliferação de algas.

Referências

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater**. 21 ed. Springfield: 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.

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.

BINDING, C. E., et. al., Spectral absorption properties of dissolved and particulate matter in Lake Erie, **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 4, 2008. p. 1702-1711.

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

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

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem**. Série Relatórios. Secretaria do Meio Ambiente: São Paulo, 2009.

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.

CONAMA. Conselho Nacional do meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, 17 de março de 2005**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, 17 de Março de 2005.

COUTO, T. C. et al. Análise das variáveis físico-químicas da água do rio javaés, ilha do bananal, entorno do Parque Nacional do Araguaia, Tocantins Brasil.. In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental, 30., 2006, Punta Del Leste - Uruguai. **Anais...**, Punta Del Leste, 2006.

DARAIGAN, S. G. et al. Multispectral absorption algorithm for retrieving TSS concentrations in water. In: Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2007. **Anais...** IGARSS. IEEE International. 2007.

DOODS, W. K., WHILES, M. **Freshwater Ecology**: Concepts and Environmental Applications. 2nd ed. San Diego, Academic Press, 2010.

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

HART, R. C. Zooplankton distribution in relation to turbidity and related environmental gradients in a large subtropical reservoir: patterns and implications. **Freshwater Biology**. v.24, n.2, 1990. p. 241–263.

HUR, J.; JUNG, M. C. The effects of soil properties on the turbidity of catchment soils from the Yongdam dam basin in Korea. **Environmental Geochemistry and Health**, v.31, n.1, 2009, p.365-377.

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

JIZONG, W. et al. Estimate of the chlorophyll contents in Yuqiao Reservoir from remote sensing. **Chinese Journal of Oceanology and Limnology**. v.9, n.4, 1991, p. 306–318.

KAGAWA, H.; HIROTANI, H. Predicting the summer chlorophylla concentration in a reservoir based on the environmental conditions of the preceding spring. **Hydrobiologia**. v. 310, n.1, 1995, p. 59–70.

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

KZAR, A. A. et al. Modified Hopfield Neural Network Algorithm (MHNNA) for TSS Mapping in Penang Strait, Malaysia. In: IEEE International Conference on Signal and Image Processing Applications, 2013, Nilai – Malaysia. **Anais...**, Nilai – Malaysia, 2013.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** 238f. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, São Paulo, 2004.

LI, C. et al. Distribution of nutrients and chlorophyll a in the Three-Gorges Reservoir, China. **Chinese Journal of Geochemistry.** v.25, n.3, p.295-300, 2006.

LONDE, L. R. et al. Water residence time affecting phytoplankton blooms: study case in Ibitinga Reservoir (São Paulo, Brazil) using Landsat/TM images. **Brazilian Journal of Biology,** v.76, n.3, 2006.

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

MAROTTA, H. et al. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e gestão urbano-ambientais. **Ambiente & Sociedade.** v. 6, n.1, jan-jun. 2008, p. 67-79.

MCCULLOUGH, IAN M. **Remote Estimation of Regional Lake Clarity with Landsat TM and MODIS Satellite Imagery.** 90f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Ciências Ambientais) - The University of Maine, Orono, 2012.

MINEEVA, N. M. et al. Chlorophyll Content and Factors Affecting Its Spatial Distribution in the Middle Volga Reservoirs. **Inland Water Biology.** v.1. n.1, 2008, p. 68–77.

NOH, J. et al. Turbidity control in downstream of the reservoir: the Nakdong River in Korea. **Environmental Earth Sciences.**v.71, n.4, 2014.

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 Científico e Tecnológico (CNPq) processo nº 484712/2007-1 como comprovante das atividades referentes ao projeto, 2010.

POLLARD, A. I. et al. Effects of turbidity and biotic factors on the rotifer community in an Ohio reservoir. **Hydrobiologia,** v. 387-388, 1998. p.215-223.

SANTOS, F. C. **Influência dos constituintes opticamente ativos na reflectância espectral da água do reservatório Passo Real, RS.** 2012. 87f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

TONIOLO, G. R. et al. **Análise temporal da relação entre a reflectância da água e o uso e cobertura da terra no reservatório Passo Real no Alto Jacuí – RS.** Relatório Técnico apresentado ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) processo GAP/UFSM nº 032117 como comprovante das atividades referentes ao projeto PIBIC/CNPq/UFSM, 2012.

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

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

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

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

CAPÍTULO 2

RELAÇÃO ENTRE OS CONSTITUINTES OPTICAMENTE ATIVOS DA ÁGUA E A REFLECTÂNCIA OBTIDA EM CAMPO

Resumo

Os constituintes opticamente ativos da água conferem características visuais na água, dessa forma é possível sua detecção por sensoriamento remoto. O objetivo deste capítulo é analisar a influência dos constituintes opticamente ativos na resposta espectral da água do reservatório. A variável transparência da água foi obtida em campo e a turbidez, o total de sólidos em suspensão e a clorofila-*a* foram determinados em laboratório após coleta de amostras em campo. Nos trabalhos de campo também foram realizadas as medidas do fator de reflectância da água entre os comprimentos de onda de 400 a 900 nm como uso de espectrorradiômetro. A partir da análise dos espectros de reflectância da água do reservatório Passo Real foi possível inferir a atuação dos componentes opticamente ativos nas características espectrais do reservatório. A correlação da turbidez com as curvas de reflectância espectral se mostrou a mais significativa nas faixas espectrais do verde, vermelho e infravermelho próximo. O total de sólidos em suspensão também apresentou fortes correlações na região espectral do vermelho e ocorrência similar acontece com a transparência, porém com valores de correlação opostos. Conforme aumenta a concentração de sólidos em suspensão a água torna-se mais turbida e menos transparente. A correlação dos dados de reflectância com a clorofila-*a* mostrou-se muito fraca em todos os comprimentos de onda estudados. O uso conjunto de técnicas de interpretação de espectros foi importante para extração de informações e análise dos dados, por consequência da heterogeneidade da resposta espectral do ambiente aquático em decorrência da variação na concentração de seus constituintes opticamente ativos. Cada técnica ressaltou melhor determinadas características espectrais.

Palavras-chave: reflectância, constituintes opticamente ativos, reservatório.

1 Introdução

A construção de um reservatório hidrelétrico significa a transformação de um ambiente lótico em um lântico, com um zoneamento horizontal e vertical associando às condições hidrográficas e morfológicas da bacia de captação pluviométrica. As consequências que este tipo de construção acarreta no meio ambiente pode ser observadas a curto ou a longo prazo e podem ser geradas, tanto pelas intervenções nas condições hidráulicas, como pelas influências antrópicas que aceleram os processos naturais de enriquecimento de nutrientes no ecossistema aquático. Estas interferências reduzem a vida útil de um reservatório e limitam as possibilidades de uso.

Diante de problemas como este, a utilização de recursos de sensoriamento remoto para auxiliar no monitoramento da qualidade de águas continentais 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 lânticos e lóticos, apresentam maior tempo de residência das águas (NOVO, 2005).

As interferências naturais e humanas que ocorrem em uma bacia hidrográfica influenciam nas condições ambientais de um lago fluvial. 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.

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).

Os constituintes opticamente ativos possuem essa denominação por conferirem características visuais na água, dessa forma é possível sua detecção por sensoriamento remoto. Os principais constituintes são os pigmentos fotossintéticos como a clorofila-*a*, presente nos

organismos fitoplancctônicos aquáticos e os sólidos em suspensão. Estes elementos imprimem características únicas nos dados de sensoriamento remoto orbital e terrestre, o que permite a identificação e monitoramento dos componentes do ambiente aquático (NOVO, 2007).

A análise dos constituintes opticamente ativos por sensoriamento remoto terrestre se dá com o estudo da reflectância espectral da água. A reflectância é uma medida 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 (GIBSON, 2000; MENESES, 2001). O monitoramento da água por espectrorradiometria vem sendo apresentado em estudos de diversos ambientes aquáticos com o intuito de investigar comprimentos de onda mais sensíveis a detecção de constituintes ópticos da água.

Em estudos de espectros de reflectância utilizam-se diferentes técnicas que visam complementar informações ou permitir análises mais confiáveis. Estes procedimentos técnicos favorecem a visualização de feições específicas contidas nos dados, com o intuito de auxiliar na interpretação e comparações entre dados de sensoriamento remoto. A aplicação da primeira derivada 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 clorofila-*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 (GOODIN et al., 1993; TSAI; PHILPOT, 1998; GIANASI et al., 2011).

Mobley (1994); Rundquist et al. (1996); Noernberg et al. (1996) e Han; Rundquist (1997) utilizaram análises derivativas em seus estudos para 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. Han (2005) complementa ao concluir que os espectros de primeira derivada mostram as características de absorção da clorofila-*a* mesmo em condições de vento e efeitos de onda na superfície da água.

A remoção do contínuo é outra técnica aplicada em espectros de reflectância que consiste em uma função matemática 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; ROUSH, 1984; CLARK, 1999; LONDE, 2008). Em estudo realizado por Londe (2008) foi observado 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.

De acordo com o exposto, a reflectância se constitui como um dos principais recursos utilizados pelo sensoriamento remoto para o estudo da superfície terrestre. As técnicas de sensoriamento remoto hiperespectral são ferramentas úteis para o estudo e monitoramento de ecossistemas aquáticos. Sendo assim, a obtenção de dados espectrais em campo com o uso de espectrorradiômetro fornece o padrão de resposta espectral que pode ser comparado com sensores orbitais, com o intuito de melhor viabilizar pesquisas e obter maiores detalhamentos espectrais e identificação de feições características da água e de seus constituintes.

Inserido neste contexto, o objetivo deste capítulo é analisar a influência dos constituintes opticamente ativos na resposta espectral da água do reservatório e 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.

2 Materiais e Métodos

Para a realização da presente pesquisa no reservatório Passo Real foram utilizadas metodologias distribuídas em duas etapas: coleta de água e obtenção de dados espectrais e limnológicos em campo e determinação de variáveis em laboratório de limnologia. Salienta-se que a presente pesquisa está relacionada a um projeto financiado pelo CNPq nº 478961/2010-3 (Variação espectral e limnológica nos reservatórios em cascata no rio Jacuí - Rio Grande do Sul). As coletas de dados em campo foram realizadas em 8 pontos amostrais em 15 de setembro de 2012 e em 11 pontos amostrais em 23 de janeiro de 2013, o que permitiu a caracterização temporal das variáveis dos ambientes aquáticos.

Para a realização das coletas de dados em campo foi utilizada a infraestrutura pertencente ao Laboratório de Geotecnologias da Universidade Federal de Santa Maria, que dispõe de automóvel, barco e motor de popa, entre outros equipamentos e materiais para coleta e análise da amostra de água em laboratório. Para a localização precisa das estações amostrais do reservatório foi utilizado um aparelho GPS Garmin Etrex de precisão de 5 metros, com as coordenadas geográficas das estações previamente armazenadas no aparelho. A transparência da água foi medida em campo com a utilização de um Disco de Secchi (30 cm). Os valores de turbidez e oxigênio dissolvido foram obtidos com o mergulho da sonda multiparâmetros Horiba modelo U-53.

Para as variáveis determinadas em laboratório foi realizada a coleta da água em cada ponto amostral em sub-superfície, na profundidade aproximada de 30 cm, com a utilização de recipientes numerados e com um litro de capacidade, que após a coleta foram mantidos em recipientes térmicos e escuros até a chegada ao Laboratório de Limnologia. Em laboratório foram determinadas as variáveis: Total de Sólidos em Suspensão (TSS) e concentração de clorofila-*a* (Chl-*a*).

A determinação dos valores de TSS em laboratório foi realizada conforme apresentado em APHA (2005). Para a filtração foram utilizados bomba de vácuo e filtros de celulose com 0,45 µm de porosidade e 47 mm de diâmetro. Os filtros são secados previamente por 24 horas em estufa a uma temperatura de 50°C, a fim de eliminar a umidade. Posteriormente à secagem, pesam-se os filtros em balança analítica para obtenção do peso inicial. Após a filtração da água, os filtros retornam à estufa, onde permanecem por 24 horas a 50°C novamente. Após, obteve-se o peso final com a pesagem dos filtros na mesma balança e determinou-se a concentração de total de sólidos em suspensão em mg/L. O TSS na unidade mg/L foi determinado com base na equação:

| | |
|-----------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| $TSS = \left(\frac{Pf - Pi}{V} \right) \cdot 1000$ | <p>Onde:</p> <p><i>TSS</i> = Total de Sólidos em Suspensão</p> <p><i>Pf</i> = Peso Final (mg)</p> <p><i>Pi</i> = Peso Inicial (mg)</p> <p><i>V</i> = Volume filtrado (L).</p> |
|-----------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

A clorofila-*a* foi determinada em laboratório conforme método apresentado por Yunes e Araújo [s/d] com base em Mackinney (1941), Paranhos (1996) e Chorus (1999). Para a determinação de clorofila-*a* os procedimentos de filtragem e extração de pigmentos foram realizados sempre sob fraca iluminação, para inibir a realização da fotossíntese. Para a filtragem foram utilizados filtros de fibra de vidro. Na sequência o filtro foi 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 foram deixados em refrigeração (4° C) por 24 horas. Para a leitura no espectrofotômetro foram 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 clorofila-*a* ocorre em 663 nm e a turbidez das células das cianobactérias em 750 nm. Para o cálculo da concentração de clorofila-*a* em µg/L foi levado em consideração as medições do espectrofotômetro, o volume de pigmentos extraídos e o volume filtrado. A fórmula utilizada para a determinação da Chl-*a* foi a seguinte:

| | |
|-------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| $Chl\ a = \frac{Abs(663 - 750) \times 12,63 \times VE \times 1000}{VF}$ | <p>Onde:</p> <p><i>A</i> = Absorbância em 663 e 750 nm</p> <p><i>12,63</i> = Constante</p> <p><i>VE</i> = Volume Extração (mL) - metanol</p> <p><i>VF</i> = Volume Filtrado (ml) – água</p> |
|-------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

Nos trabalhos de campo também foram realizadas as medidas do fator de reflectância da água entre os comprimentos de onda de 400 a 900 nm como uso 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 (*Spectralon*), cuja superfície é lambertiana. Após a calibração e otimização anterior à coleta de cada ponto, o aparelho foi posicionado com ângulo de visada de $\alpha = 45^\circ$ para a superfície da água e uma

orientação de 90° 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.

O sensor do espectrorradiômetro 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, 2012). Dessa forma, após a coleta e o armazenamento dos dados espectrais foi necessária a realização do processamento dos dados para gerar as curvas de reflectância com intervalo 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. Os dados de reflectância coletados em campo apresentam ruídos e por este motivo foram suavizados com a aplicação do método de suavização hiperespectral chamado filtro de média móvel que foi realizado com o auxílio do aplicativo Microsoft Office Excel.

Com intuito de complementar a análise dos espectros de reflectância foram aplicadas técnicas para a extração de informações dos espectros, dentre as quais: a derivação de primeira ordem (PHILPOT, 1991; GOODIN et al., 1993; HAN; RUNDQUIST, 1997; TSAI; PHILPOT, 1998; HAN, 2005; BARBOSA, 2005; LONDE et al., 2005; RUDORFF et al. 2007) e a remoção do contínuo (CLARK; ROUSH, 1984; KRUSE et al., 1993; NOBREGA, 2002; LONDE, 2008).

A última etapa metodológica correspondeu à análise integrada dos dados limnológicos e espectrais de campo na busca de alcançar os objetivos. Para tanto, foram utilizados testes estatísticos como as correlações lineares, dispersões e análises de regressão. Como resultado da pesquisa serão apresentadas informações sobre as principais feições espectrais que sofrem influência de variáveis limnológicas, potencializando o monitoramento de ambientes aquáticos por técnicas de sensoriamento remoto.

3 Resultados e Discussão

3.1 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 Setembro de 2012 e Janeiro de 2013 (Tabela 1).

Tabela 1 - Mínimos, máximos, médias e coeficiente de variação (CV) das variáveis limnológicas medidas no reservatório Passo Real em Janeiro de 2012, Setembro de 2012 e Janeiro de 2013.

| Variáveis em Setembro de 2012 | <i>Mínimo</i> | | <i>Máximo</i> | | <i>Média</i> | <i>CV</i> |
|--------------------------------------|---------------|---------|---------------|---------|--------------|-----------|
| | Valor | Amostra | Valor | Amostra | | |
| Clorofila- <i>a</i> (µg/L) | 1,26 | 29 | 178,71 | 30 | 51,00 | 1,18 |
| Total de Sólidos em Suspensão (mg/L) | 10,00 | 28 | 23,33 | 16 | 15,00 | 0,29 |
| Transparência (m) | 35,00 | 8 | 90,00 | 30 | 52,00 | 0,35 |
| Turbidez (NTU) | 20,72 | 30 | 43,75 | 8 | 34,00 | 0,24 |

| Variáveis em Janeiro de 2013 | <i>Mínimo</i> | | <i>Máximo</i> | | <i>Média</i> | <i>CV</i> |
|--------------------------------------|---------------|-------------|---------------|---------|--------------|-----------|
| | Valor | Amostra | Valor | Amostra | | |
| Clorofila- <i>a</i> (µg/L) | 1,68 | 4 | 232,40 | 16 | 60,00 | 1,22 |
| Total de Sólidos em Suspensão (mg/L) | 1,33 | 29, 30 e 31 | 11,33 | 12 e 16 | 5,00 | 0,71 |
| Transparência (m) | 45,00 | 5 | 220,00 | 31 | 114,00 | 0,51 |
| Turbidez (NTU) | 4,37 | 31 | 24,76 | 5 | 14,00 | 0,55 |

A média de concentração de clorofila-*a* não apresentou grandes diferenças nos dois períodos amostrais. A média de clorofila em setembro de 2012 ficou em 51 µg/L apresentando seu valor máximo de 178,71 µg/L no setor próximo ao dique e em janeiro de 2013 a média foi 60 µg/L com seu valor máximo de 232,40 µg/L no setor central do reservatório.

Dentre as datas analisadas, a missão de campo de setembro de 2012 apresentou maior média de concentração de total de sólidos em suspensão. A transparência da água foi inversa aos resultados obtidos dos total de sólidos em suspensão. A média de turbidez da água em janeiro de 2013 foi menor do que a média de setembro de 2012. A relação entre os dados de total de sólidos em suspensão com a transparência da água e com a turbidez deve ser levada em conta na análise integrada das variáveis óticas do ambiente aquático. Também se deve ressaltar a maior variação dos dados de todas as variáveis óticas em janeiro de 2013.

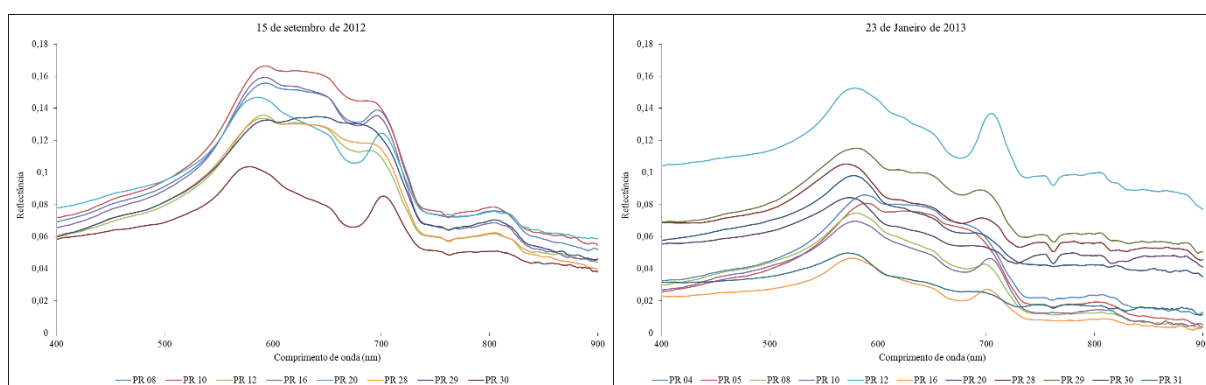
3.2 Espectros de reflectância em campo

Os espectros de reflectância da água do reservatório Passo Real foram coletados em setembro de 2012 e janeiro de 2013 (Figura 1). A coleta foi realizada entre as 09:53 horas e 14:00 horas do dia 15 de setembro de 2012, sob condições céu nublado, com ventos de fraca intensidade, sendo a velocidade máxima registrada de 17,4 Km/h no ponto 10. A rugosidade da água esteve média na maioria dos pontos e alguns registros de rugosidade alta (pontos 10, 28 e 30).

No dia 23 de janeiro de 2013 as coletas ocorrem entre as 10:07 horas e 16:14 horas, sob condições de céu com sol entre nuvens, com ventos de fraca intensidade, sendo a velocidade máxima registrada de 16,4 Km/h no ponto 29. A rugosidade da água esteve de baixa a média na maioria dos pontos e alguns registros de rugosidade alta nos pontos 30 e 31.

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.

Figura 1 – Espectros de refletância de campo do reservatório Passo Real.



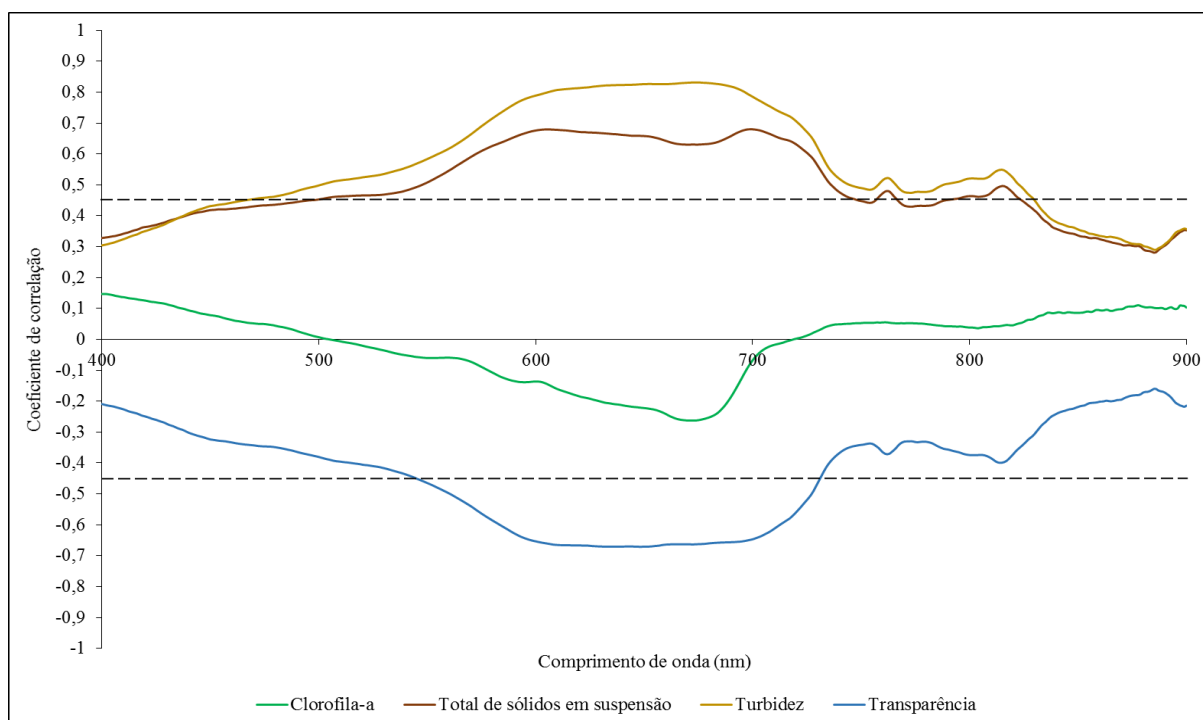
Sob um aspecto geral, nos dois períodos analisados, não houve feições nítidas de absorção na faixa dos comprimentos de onda do azul (400 a 515 nm), tendência já esperada de acordo com o exposto por Kirk (1994) sobre as concentrações de clorofila-*a* estarem ligadas à baixa reflectância no azul e ocorrer um aumento da reflectância a partir do verde. Constatou-se então, um gradual aumento da reflectância até 590 nm em setembro de 2012 e 580 nm em janeiro de 2013, 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 diversas estações amostrais em setembro de 2012 para todos os comprimentos de onda, devido à concentração de TSS ser maior que em janeiro de 2013. 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 janeiro de 2013 nota-se a presença mais marcante de duas feições de absorções devido a presença de clorofila-*a* centradas em aproximadamente entre 610-615 e 675-680 nm. A feição de absorção em 615 nm pode estar relacionada à presença de

ficocianina, uma vez que este pigmento apresenta pico de absorção entre 615-630 nm (DEKKER, 1993; KIRK, 1994; WEAVER; WRIGLEY, 1994; LONDE et al., 2005; VAHTMÄE et al., 2006). A clorofila-*a* também é responsável por pico de absorção na faixa de 675 a 686 nm, denominado como pico “alpha” (KIRK, 1994; WEAVER; WRIGLEY, 1994, RICHARDSON, 1996). Em estudos realizados por Kirk (1994), Han et al. (1994), Gómez et al. (2009) e Tebbs et al. (2013), também é possível observar estas feições em ambientes aquáticos com presença de clorofila-*a*. 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 causado segundo Rundquist et al. (1996) provavelmente pelo espalhamento da matéria orgânica (células algais), combinado com a absorção pela água limpa no infravermelho.

Com o intuito de identificar as posições espectrais de maior correlação com as variáveis limnológicas, os espectros de reflectância das estações amostradas no Reservatório Passo Real foram correlacionados com as variáveis clorofila-*a*, TSS, turbidez e transparência (Figura 2). Os correlogramas apresentam os valores de correlação de Pearson (r) em função do comprimento de onda (400 a 900 nm).

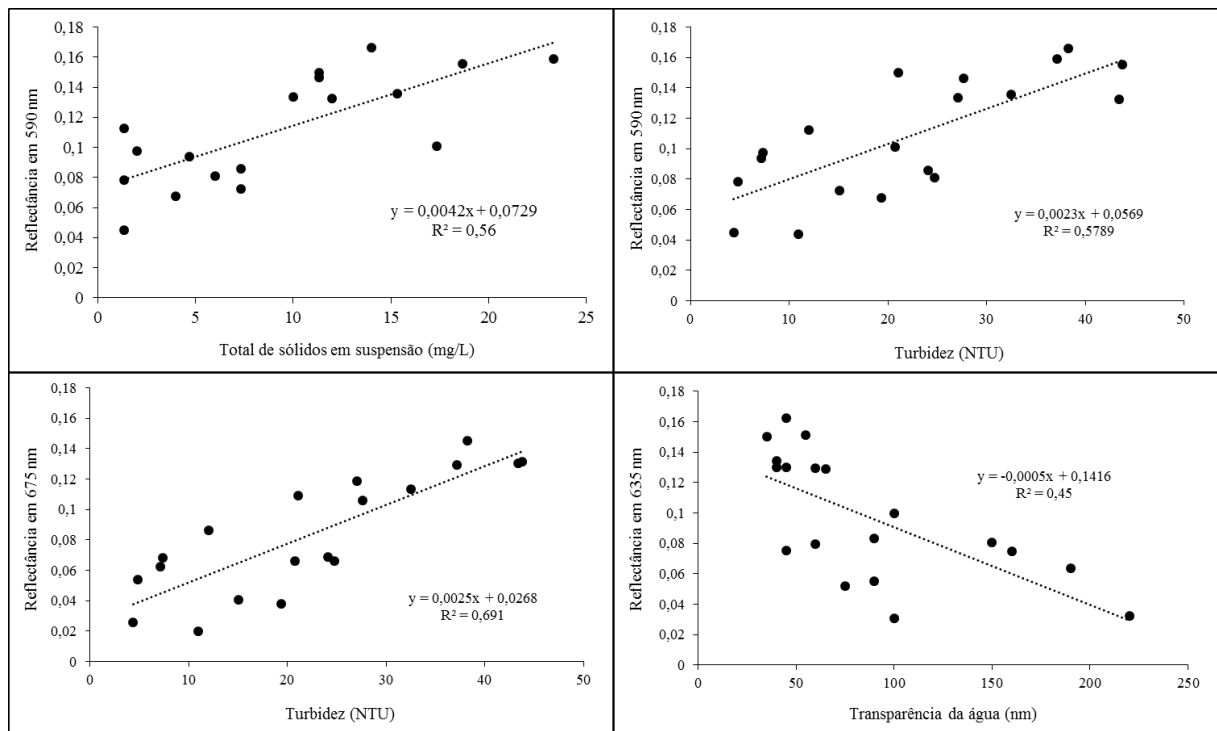
Figura 2 – Correlograma do valor de reflectância nos diferentes comprimentos de onda com as variáveis limnológicas.



Analisando o correlograma verifica-se que a correlação da turbidez com as curvas de reflectância espectral se mostrou a mais significativa. A turbidez apresentou correlações maiores que +0,8 na região espectral do vermelho e a correlações menores mas ainda significativas na região do verde e do infravermelho próximo. O total de sólidos em suspensão também apresentou fortes correlações na região espectral do vermelho e ocorrência similar acontece com a transparência, porém com valores de correlação opostos. Verifica-se que, conforme aumenta a concentração de sólidos em suspensão a água torna-se mais turbida e menos transparente. A correlação dos dados de reflectância com a clorofila-*a* se mostrou muito fraca em todos os comprimentos de onda estudados.

Na Figura 3 são apresentados os diagramas de dispersão e melhores ajustes do total de sólidos em suspensão, turbidez, e transparência da água com os principais comprimentos de onda identificados nas curvas espectrais.

Figura 3 – Diagramas de dispersão entre as variáveis limnológicas total de sólidos em suspensão, turbidez e transparência da água e a reflectância espectral em 590, 675 e 635 nm.



A reflectância no comprimento de onda de 590 nm relacionado ao total de sólidos em suspensão apresentou coeficiente de determinação de 0,56 e com a turbidez o coeficiente foi de 0,57. O melhor resultado foi da regressão da turbidez com a reflectância em 675 nm que resultou em um R^2 de 0,69. Apesar dos coeficientes de determinação com ajustes lineares resultados serem de intensidade moderada ainda foram significativos para o intervalo de confiança de

95%. Resultados em faixas espectrais semelhantes também foram encontrados por Lopes et al. (2014) ao estimar o total de sólidos em suspensão, turbidez e transparência da água a partir de dados sensoramento remoto hiperespectral.

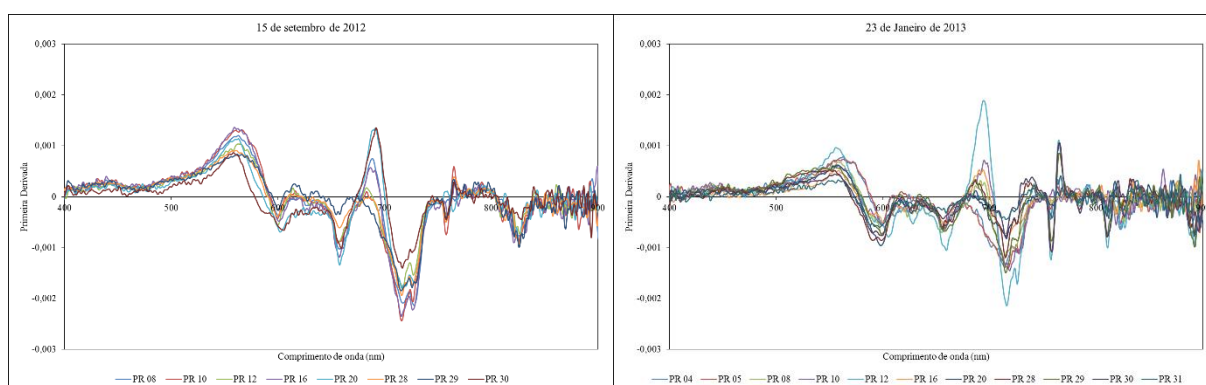
3.2.1 Técnicas para extração de informações e análise de espectros

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.

3.2.1.1 Primeira derivada

Na Figura 4 são apresentados os resultados da derivação de primeira ordem dos espectros coletados no reservatório Passo Real nos meses de janeiro de 2012, setembro de 2012 e janeiro de 2013.

Figura 4 – Derivada de primeira ordem dos espectros de reflectância do reservatório Passo Real.



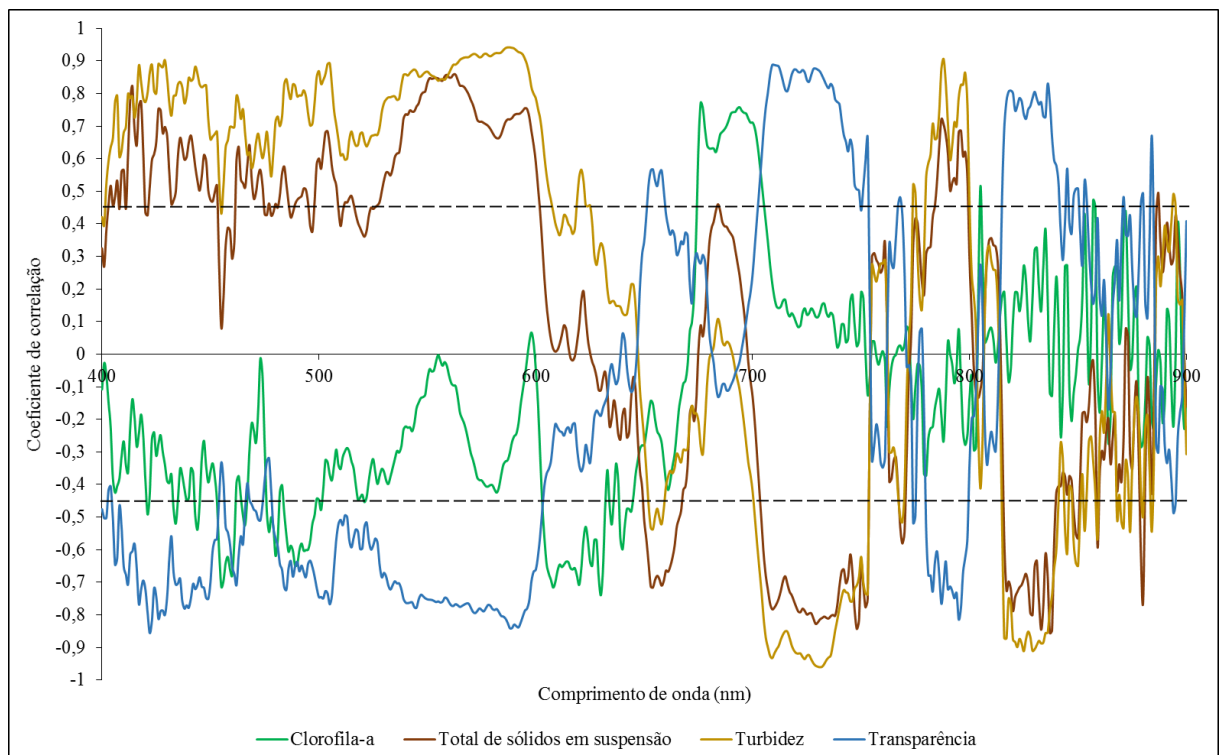
Os gráficos apresentam variações de reflectância em ambos os períodos analisados, devido ao nível elevado albedo visto nos espectros originais. Na faixa espectral de 400 a 500 nm os espectros apresentaram uma variação muito baixa (próxima a zero) e um padrão semelhante, devido à ausência de feições de 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 deste ponto a derivada da reflectância sofre uma inversão apresentando variações negativas referente a pequenas feições de absorção na reflectância da água em torno de 600, 630 e 660nm que podem estar associadas absorção da ficocianina. Na sequência é apresentada uma variação positiva em 685 nm em ambos os períodos analisados, nota-se também um aumento gradual em alguns pontos ocorrendo o deslocamento deste pico para 695 nm conforme o aumento da clorofila-*a*. Em estudo realizado por Han e Rundquist (1997) com dados do reservatório de Nebraska (EUA) foi observado 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 715 nm, o qual corresponde ao decréscimo acentuado da reflectância em direção a faixa do infravermelho. Em 813 e 825nm ocorre novamente pequenas feições negativas da derivada, mais perceptíveis nos espectros de setembro de 2012.

Com o intuito de identificar as posições espectrais de maior correlação com as variáveis limnológicas, a derivada de primeira ordem dos espectros de reflectância das estações amostradas no Reservatório Passo Real foram correlacionados com as variáveis clorofila-*a*, TSS, turbidez e transparência (Figura 5).

Figura 5 – Correlograma da derivada de primeira ordem nos diferentes comprimentos de onda com as variáveis limnológicas.

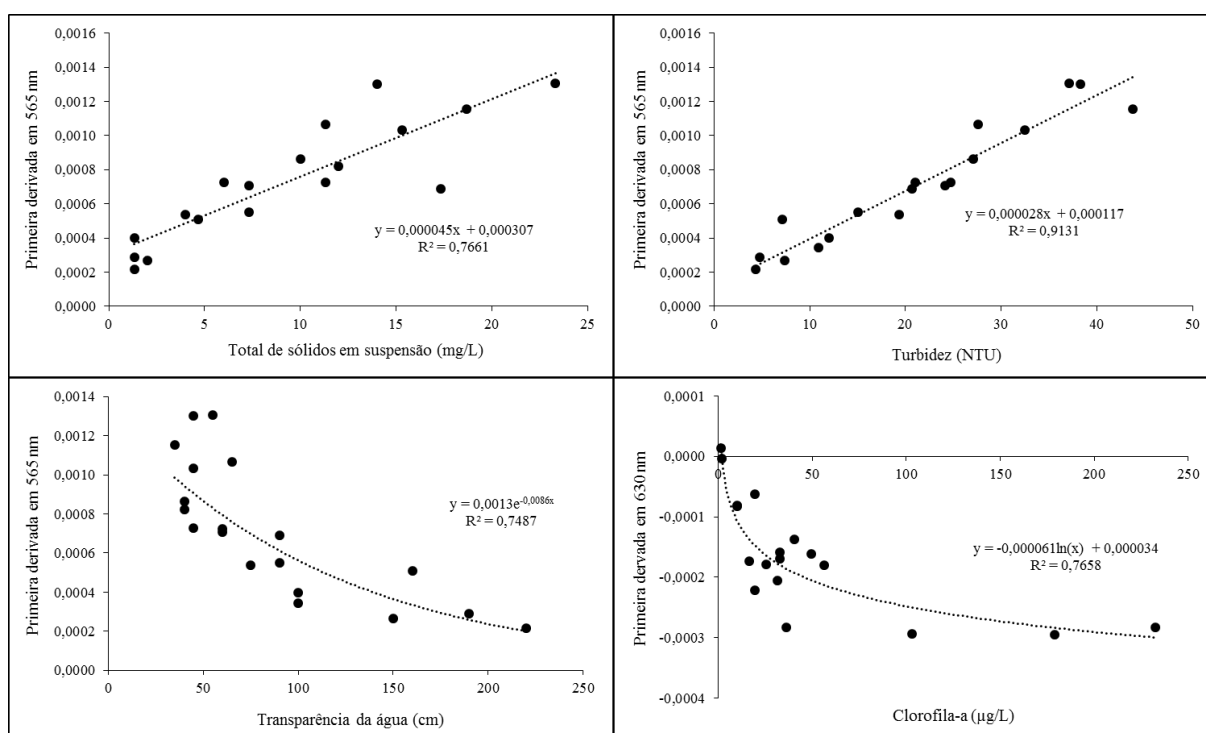


O correlograma dos dados de primeira derivada dos espectros de reflectância relacionados com as variáveis clorofila-*a*, TSS, turbidez e transparência apresentaram correlações significativas em faixas espectrais distintas do correlograma com dados de reflectância anteriormente apresentados. Verifica-se correlação da turbidez e do total de sólidos em suspensão com a primeira derivada em comprimentos de onda desde a região do azul, verde até algumas faixas espectrais do infravermelho próximo. Nas mesmas regiões espectrais se observa a transparência da água com valores de correlação opostos.

A clorofila-*a* apresenta correlações negativas e significativas com a primeira derivada no início da região do vermelho e ocorre uma inversão no final da região do vermelho com correlações positivas. Este resultado coincide com estudo realizado por Han (2005) na costa da baía Pensacola na Flórida (EUA) em que foi possível verificar a potencialidade de utilizar a primeira derivada da reflectância em comprimentos de onda da região do vermelho para estimar a concentração de clorofila-*a*. Semelhante resultado foi encontrado em pesquisa realizada por Cheng et al. (2013) em que testaram a aplicabilidade da derivada espectral para estimar concentrações de clorofila-*a* do lago Taihu, na China.

Na Figura 6 são apresentados os diagramas de dispersão e melhores ajustes do total de sólidos em suspensão, turbidez, e transparência da água com os principais comprimentos da primeira derivada identificados nas curvas espectrais.

Figura 6 – Diagramas de dispersão entre as variáveis limnológicas total de sólidos em suspensão, turbidez, transparência da água e clorofila-*a* e a primeira derivada da reflectância espectral em 565 e 630 nm.



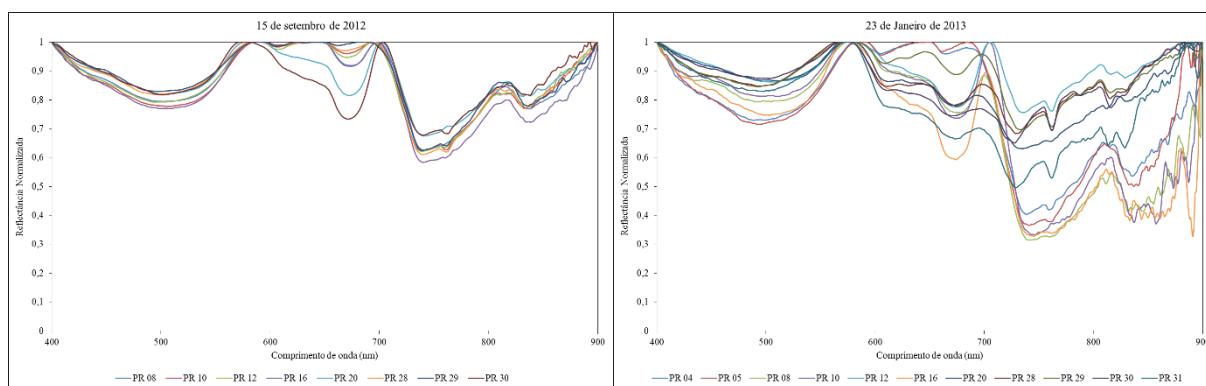
A regressão do total de sólidos em suspensão com a derivada da reflectância em 565 nm apresentou coeficiente de determinação de 0,76 com ajuste linear. Em experimento de laboratório, Chen et al. (1992) concluíram que a utilização da primeira derivada é viável para estimar a reflectância da água em relação a concentração de sedimentos em suspensão. Neste experimento com a aplicação da primeira derivada, a reflectância da água na região do vermelho apresentou fortes correlações com o TSS, tendo o comprimento de onda de 560 nm com maior coeficiente de determinação. Resultados semelhantes também foram encontrados por Rudorff et al. (2007) estimando o total de sólidos em suspensão da água a partir de dados sensorial remoto.

A derivada da reflectância em 565 nm apresentou um ajuste linear com R^2 de 0,91 ao ser relacionado aos dados de turbidez da água. A derivada da reflectância neste comprimento de onda da região do verde se mostrou a mais indicada para a estimativa de turbidez da água. O mesmo comprimento de onda quando relacionado com a transparência da água resultou em um R^2 de 0,74 em ajuste exponencial. A banda de absorção da ficocianina em 630 nm relacionada com a clorofila-*a* apresentou coeficiente de determinação de 0,76 com ajuste logarítmico.

3.2.1.2 Remoção do contínuo

Na Figura 7 são apresentados os resultados da remoção do contínuo dos espectros coletados no reservatório Passo Real nos meses de setembro de 2012 e janeiro de 2013.

Figura 7 – 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 setembro de 2012 e janeiro de 2013 observa-se que as feições de absorção das águas, após a remoção do contínuo, apresentaram absorções em pontos

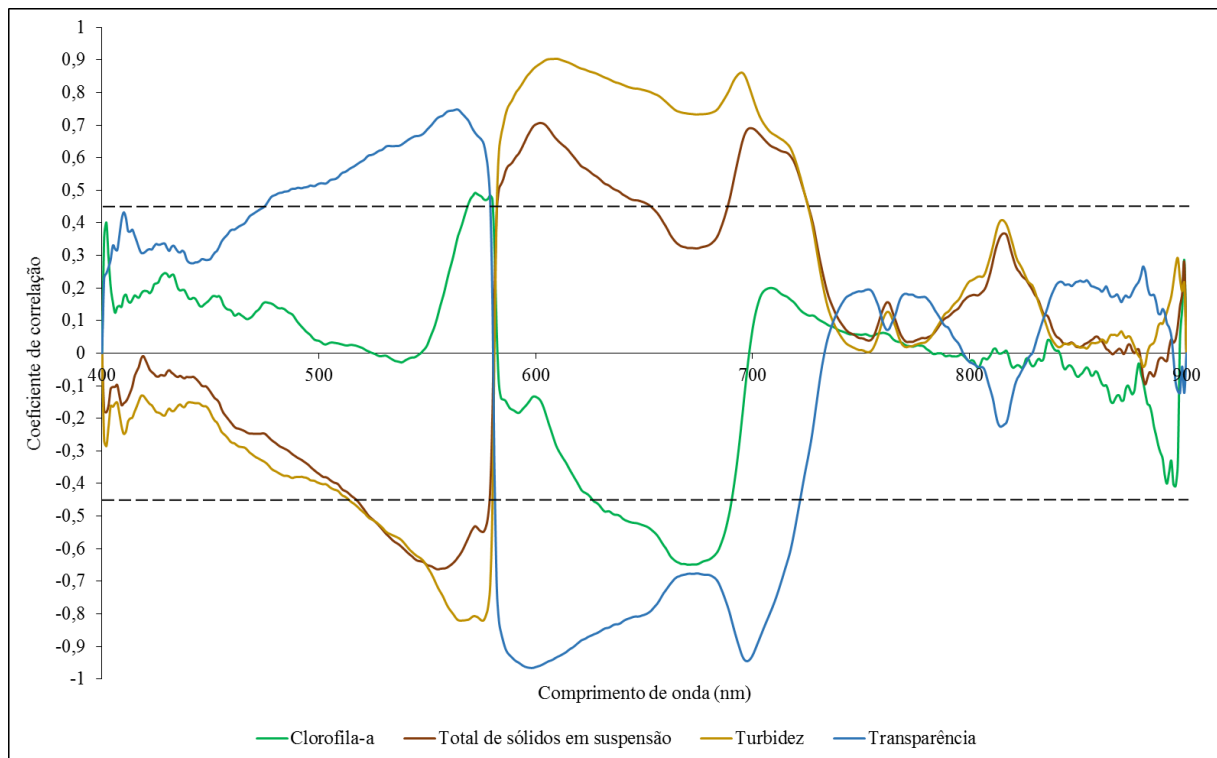
semelhantes apesar de intensidades distintas. Nestes gráficos, as principais feições de absorção foram nos seguintes comprimentos de onda: 493 nm, 610 nm, 675 nm, 740 nm e 830 nm.

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). 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*). Na sequência ocorre uma brusca queda da reflectância a partir de 700 nm (forte absorção pela água pura) e da feição de reflectância em aproximadamente 830 nm, já verificada nos espectros originais.

Com o intuito de identificar as posições espectrais de maior correlação com as variáveis limnológicas, a reflectância normalizada das estações amostradas no Reservatório Passo Real foram correlacionados com as variáveis clorofila-*a*, TSS, turbidez e transparência (Figura 8).

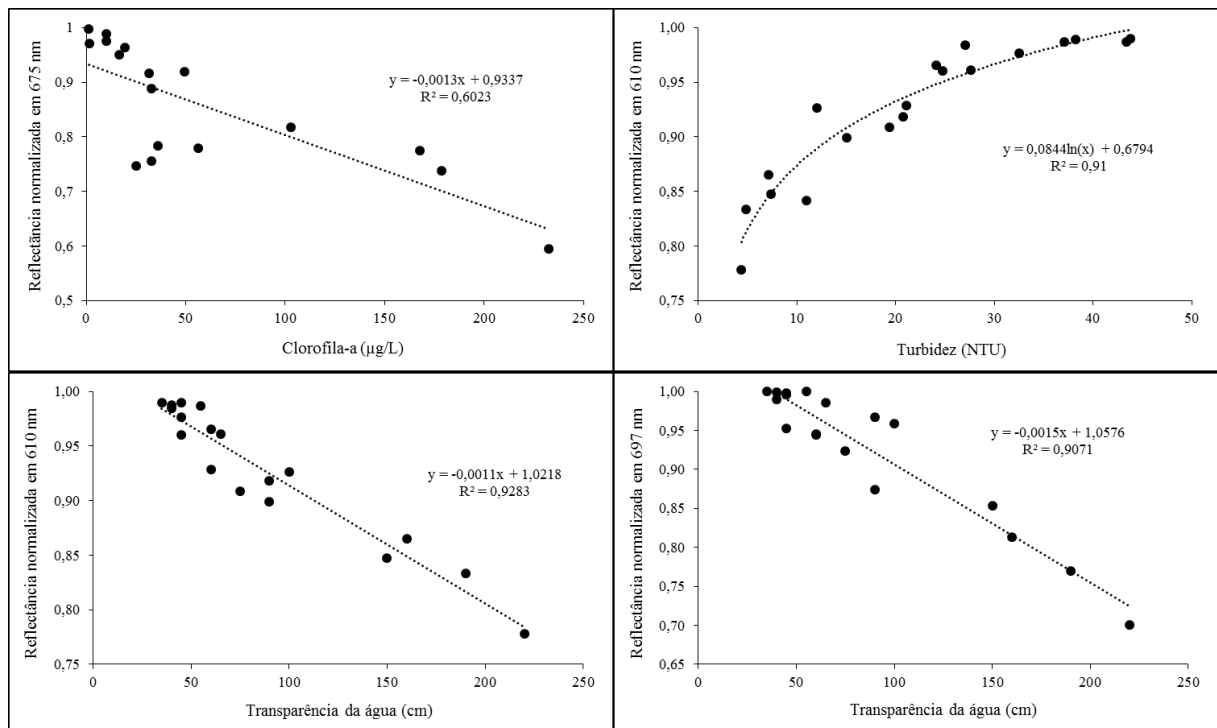
Figura 8 – Correlograma da reflectância normalizada nos diferentes comprimentos de onda com as variáveis limnológicas.



Analisando o correlograma verifica-se as correlações negativas do total de sólidos em suspensão e da turbidez, e correlações positivas da transparência da água com as curvas de reflectância normalizada com a remoção do contínuo na região espectral do verde. As correlações na região do vermelho sofrem mudança de sinal com mesmas variáveis e apresentaram correlações ainda mais fortes com a remoção do contínuo, resultando em coeficientes de correlação superiores a +0,9 com as variáveis turbidez e transparência da água. A clorofila-*a* apresentou correlações significativas com a reflectância normalizada na faixa de 627-690 nm da região do vermelho.

Na Figura 9 são apresentados os diagramas de dispersão e melhores ajustes da clorofila-*a*, turbidez e transparência da água com comprimentos de onda de maior profundidade das bandas de absorção observadas pela remoção do contínuo.

Figura 9 – Diagramas de dispersão entre as variáveis limnológicas clorofila-*a*, turbidez e transparência e a reflectância normalizada 675, 610 e 667 nm.



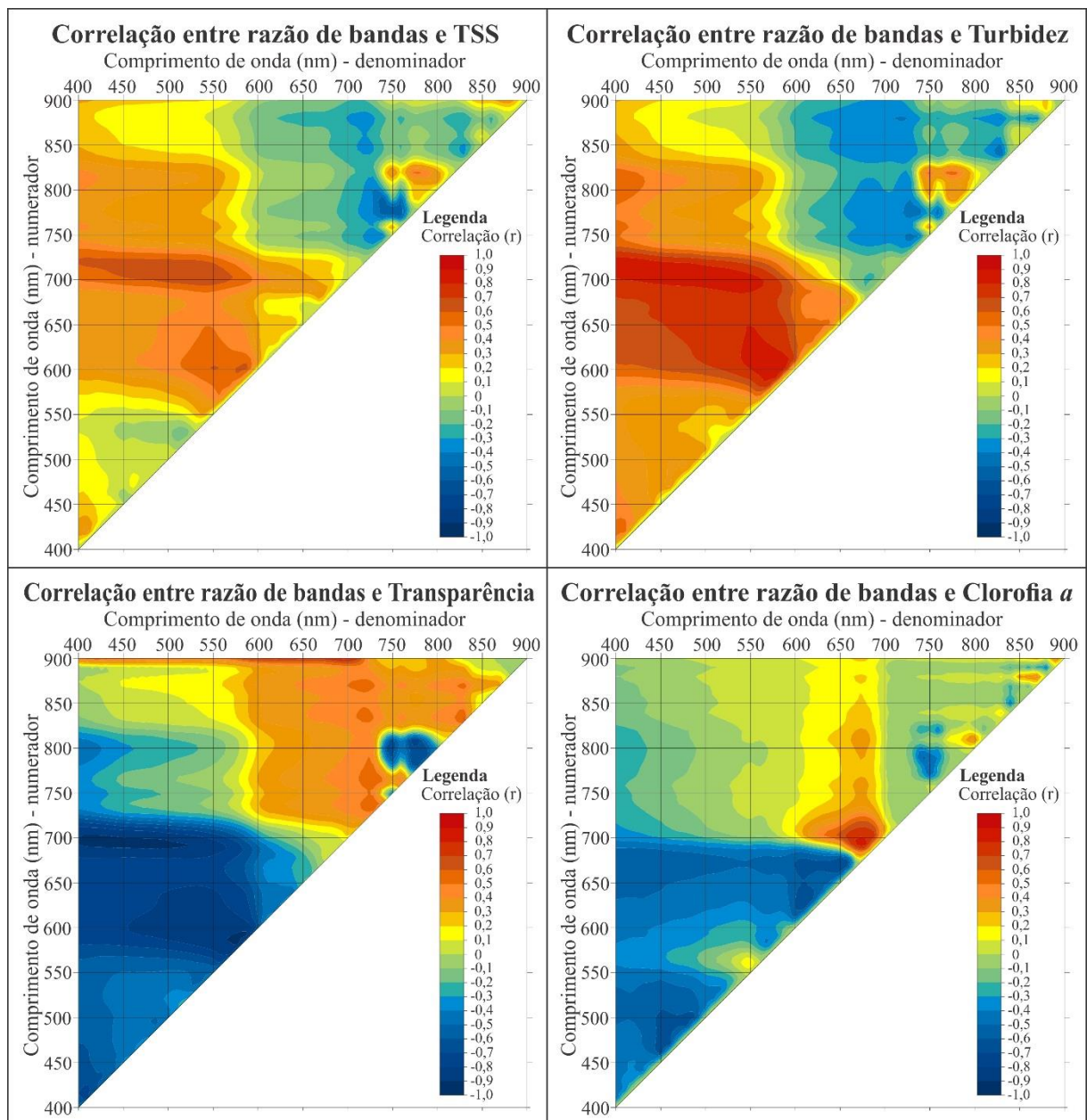
A absorção na região espectral do vermelho em 675 nm, característico da clorofila-*a* (GITELSON et. al. 1993; Kirk, 1994) apresentou um ajuste linear com R^2 de 0,60 ao ser relacionado aos dados de clorofila-*a*. A turbidez da água apresentou coeficiente de determinação de 0,91 em ajuste logarítmico com a reflectância normalizada em 610 nm. A reflectância normalizada por remoção do contínuo em 610 nm também se caracterizou como

indicada para estimar a transparência da água, pois apresentou R^2 de 0,92 em ajuste linear. A reflectância normalizada em 697 nm se mostra como potencial comprimento de onda para estimar a transparência da água com coeficiente de determinação de 0,90 com ajuste linear.

3.2.1.3 Razão de bandas

A razão de bandas foi realizada para os dados de reflectância e correlacionadas com as variáveis limnológicas considerando todo conjunto de dados de 400 a 900 nm, com intervalo de comprimentos de onda de 10 em 10 nm (Figura 10).

Figura 10 – Diagramas de correlação entre razão de bandas e variáveis limnológicas.



As maiores correlações significativas foram observadas com a turbidez da água, em quase todas as razões de banda possíveis dos intervalos 590-730nm/400-600nm. As correlações para o TSS foram significativas no intervalo similar da turbidez, porém menos intensa. As correlações para a transparência da água foram significativas com grau de intensidade e intervalo semelhantes aos da turbidez porém com sinal de correlação inverso aos da transparência e TSS. A correlação significativa mais forte foi a razão de bandas do vermelho com o verde com a turbidez e a transparência da água. Com a razão de bandas e clorofila *a* foi identificado correlação significativa entre a feição de absorção de 675 nm (vermelho) e pico de reflectância em 700 nm (infravermelho próximo). O emprego da razão de bandas conhecida como “nir/red” foi relatada por Mittenzwey et al (1992), Dekker (1993) e Rundquist et al (1996) por se caracterizarem como faixas espectrais sensíveis a identificação de variações nas concentrações de clorofila *a*.

4 Considerações

A partir da análise dos espectros de reflectância da água do reservatório Passo Real foi possível inferir a atuação de alguns componentes opticamente ativos nas características espectrais do reservatório. Os dados espectrais do reservatório em setembro de 2012 apresentaram altos valores de reflectância, devido à alta concentração de TSS. Em janeiro de 2013 nota-se uma variação na resposta espectral das diferentes estações amostrais devido a maior variação dos dados de TSS comparadas com a de setembro. A concentração de clorofila-*a* foi mais elevada no mês de janeiro de 2013 o que resultou em feições mais acentuadas em bandas de absorções características deste pigmento.

A correlação da turbidez com as curvas de reflectância espectral se mostrou a mais significativa nas faixas espectrais do verde, vermelho e infravermelho próximo. O total de sólidos em suspensão também apresentou fortes correlações na região espectral do vermelho e ocorrência similar acontece com a transparência, porém com valores de correlação opostos. Verifica-se que, conforme aumenta a concentração de sólidos em suspensão a água torna-se mais turbida e menos transparente. A correlação dos dados de reflectância com a clorofila-*a* se mostrou muito fraca em todos os comprimentos de onda estudados.

Os diagramas de dispersão dos dados de total de sólidos em suspensão, turbidez, e transparência da água com os principais comprimentos de onda identificados nas curvas espectrais demonstram que apesar dos coeficientes de determinação com ajustes lineares

produzidos serem de intensidade moderada ainda foram significativos para o intervalo de confiança de 95%.

O uso conjunto de técnicas de interpretação de espectros foi importante para extração de informações e análise dos dados, por consequência da heterogeneidade da resposta espectral do ambiente aquático em decorrência da variação na concentração de seus constituintes opticamente ativos.

Cada técnica ressaltou melhor determinadas características espectrais. A primeira derivada se mostrou eficiente na caracterização dos efeitos da clorofila-*a* e total de sólidos em suspensão ao permitir identificar os comprimentos de onda que apresentam maior variação da reflectância. As inflexões onde o valor da derivada se acentuaram positivamente correspondem ao comprimento de onda em que o aumento da reflectância também foi positivo, destacando picos de reflectância causados pela presença de sólidos em suspensão. Ao contrário, nos comprimentos de onda que o valor de reflectância decaiu, a derivada se inclinou para picos de valores negativos, ressaltando bandas de absorções da clorofila-*a*. Com a análise de regressão dos principais comprimentos de onda observados no correlograma foi possível identificar comprimentos de onda passíveis de estimativa dos constituintes opticamente ativos. A derivada da reflectância em 565 nm se mostrou a mais indicada para a estimativa de turbidez da água com coeficiente de determinação 0,91 em ajuste linear. Para a estimativa dos total de sólidos em suspensão, a derivada da reflectância em 565 nm se mostrou significativa com coeficiente de determinação de 0,76 em ajuste linear.

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, geralmente relacionadas a diferentes pigmentos presentes na água. As principais feições de absorção foram nos comprimentos de onda 493 nm, 610 nm, 675 nm, 740 nm e 830 nm. Apesar da remoção do contínuo ressaltar as bandas de absorção da clorofila-*a* os melhores resultados destacados se referem ao potencial de estimativa da transparência e turbidez da água. A reflectância normalizada por remoção do contínuo em 610 e 697 nm se mostraram as mais indicadas para estimativa da transparência da água com coeficiente de determinação superiores a 0,90 em ajuste linear. Para a estimativa da turbidez, a reflectância normalizada por remoção do contínuo em 610 nm se mostrou significativa com coeficiente de determinação de 0,91 em ajuste logarítmico.

A técnica razão de bandas quando relacionadas com as variáveis limnológicas apresentou correlações significativas em diferentes faixas espectrais. As correlações mais fortes da turbidez e a transparência da água são referentes as razões de bandas que

compreendem as faixas espectrais do vermelho e infravermelho com o verde. A razão de bandas de comprimentos de onda do infravermelho com o vermelho se caracterizaram como faixas espectrais sensíveis a identificação de variações nas concentrações de clorofila *a*.

Os testes estatísticos, com destaque para as correlações e testes de significância, comprovaram a influência dos constituintes opticamente ativos na resposta espectral da água do reservatório. A extração de informações com a aplicação de técnicas de análise dos dados espectrais melhorou a correlação com os dados limnológicos. Os comprimentos de onda com melhor correlação e passíveis de estimativas dos constituintes opticamente ativos da água foram os referentes a dados espectrais da primeira derivada e a remoção do contínuo.

Referências

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

ASD (Analytical Spectral Devices, Inc.). **FieldSpec HandHeld Spectroradiometer: User's Guide**. Disponível em: <<http://support.asdi.com/Document/Documents.aspx>>. Acesso em 14 de outubro de 2012.

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.

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

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

CHENG, C. et al. Estimation of Chlorophyll-a Concentration in Turbid Lake Using Spectral Smoothing and Derivative Analysis. **International Journal of Environmental Research and Public Health**. v.10, n.7, 2013. p.2979-2994.

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.

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.

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.

GITELSON, A. A. et al. A simple semi-analytical model for remote estimation of chlorophyll-a in turbid waters: Validation. **Remote Sensing of Environment**. v.112, 1993. p.3582-3593.

GÓMEZ, D. J. A. et al. Monitoring transparency in inland water bodies using multispectral Images. **International Journal of Remote Sensing**, v. 30, n. 6, p. 1567–1586, Mar 2009.

GOODIN, D. G., et al. 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. 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. 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. et al. The spectral responses of algal chlorophyll in water with varying levels of suspended sediments. **International Journal of Remote Sensing**, v.15, n.18, 1994, 3707-3718.

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. **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.

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.

LOPES, F. B. et al. Modelagem da qualidade das águas a partir de sensoriamento remoto hiperespectral. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.18, p.13-19, 2014.

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

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.

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

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

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

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.

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

NOVO, E. M. L. M.; BARBOSA, C. C. F.; FREITAS, R. M. Sistemas aquáticos continentais. In: RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. (Orgs.) **O sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil**. São José dos Campos: Parêntese, 2007. p. 265-275.

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.

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.

RICHARDSON, L.L. Remote Sensing of Algal Bloom Dynamics: New research fuses remote sensing of aquatic ecosystems with algal accessory pigment analysis. **BioScience**, v. 46, n. 7, p. 492-501, 1996.

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.

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.

TEBBS, E. J. et al. Remote Sensing of Chlorophyll-a as a measure of cyanobacterial biomass in Lake Bogoria, a Hypertrophic, saline-alkaline, flamingo lake, using Landsat ETM+. **Remote Sensing of Environment**, v. 135, p.92-106, 2013.

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.

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

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

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

CAPÍTULO 3

ESTIMATIVA DE CONSTITUINTES OPTICAMENTE ATIVOS DA ÁGUA POR SENSORIAMENTO REMOTO ORBITAL

Resumo

A disponibilidade de dados espectrais oriundos de imagem de satélite auxilia as análises de ambientes aquáticos, pois são capazes de fornecer grande quantidade de informação espectral e possibilita a distinção de diferentes componentes do ambiente aquático. O objetivo deste capítulo é avaliar o uso potencial de imagens LISS-III/Resourcesat-1 na estimativa de constituintes opticamente ativos da água do reservatório Passo Real. Com as imagens de satélite utilizadas para a análise da refletância da água foi possível a extração de informações em pixels com resolução espacial de 23,5 metros. A seleção de imagens foi feita a partir da disponibilidade de cenas sem presença de nuvens em datas mais próximas à realização dos trabalhos de campo. Os processamentos das imagens para correção dos efeitos atmosféricos e transformação dos números digitais em valores de reflectância foram realizados no *software* ENVI 5.0. As espacializações dos dados limnológicos obtidos *in situ* foram realizadas por interpolação no *software* Spring 4.3.3 e as espacializações dos dados estimados por satélite foram gerados por fatiamento da imagem gerada pela inserção das equações obtidas nos modelos. A partir do conjunto de dados disponível foi possível produzir modelos capazes de estimar o total de sólidos em suspensão, a turbidez e a transparência da água com apenas uma única banda espectral, a banda 3 (620 a 680 nm) do sensor LISS-III/Resourcesat-1. Com a aplicação da técnica de razão de bandas espectrais foi possível gerar um modelo para estimativa da concentração de clorofila-*a*.

Palavras-chave: variáveis limnológicas, reflectância, imagens LISS-III.

1 Introdução

O sensoriamento remoto é utilizado como ferramenta em estudos de estimativas de parâmetros de avaliação da qualidade da água, devido a possibilidade de acompanhar a variação espacial e temporal da composição da água e investigar a origem e o deslocamento de substâncias específicas em suspensão ou dissolvidas na água (BARBOSA, 2005; RUDORFF, 2006; JENSEN, 2009). As estimativas de parâmetros de avaliação da qualidade da água são baseadas nas relações entre variáveis limnológicas e valores de reflectância obtidas em uma ou mais bandas espectrais.

A atual disponibilidade de dados espectrais oriundos de imagem de satélite trouxe novas perspectivas para as análises em ambientes aquáticos, pois são capazes de fornecer para cada pixel (elemento de resolução espacial), grande quantidade de informação espectral. Essa característica possibilita a distinção de diferentes componentes do ambiente aquático, visto que as variações na composição de substâncias opticamente ativas na água provocam diferentes padrões de absorção e espalhamento da radiação eletromagnética, passíveis de serem detectadas por sensores (ENNES, 2008). As variações na resposta espectral da água causadas pela presença dessas substâncias, têm sido explicadas por diversos autores (GOODIN et al., 1993; MOBLEY, 1994; KIRK, 1994; HAN 1997; KAMPEL; NOVO, 2005; FOLKESTAD *et al.*, 2007; NOVO *et al.*, 2007; LOBO, 2009). Os dados obtidos por esses sensores podem ser correlacionados com medições de variáveis limnológicas pontuais realizadas em campo.

Em águas continentais, componentes orgânicos e inorgânicos conferem a cor apresentada pela água, sendo algumas passíveis de detecção por técnicas de sensoriamento remoto (KAMPEL; NOVO, 2005) sendo denominados constituintes opticamente ativos da água. Dentre estas substâncias e/ou partículas se destacam o total de sólidos em suspensão e os pigmentos fotossintéticos como a clorofila-*a*, presente nos organismos fitoplanctônicos aquáticos (MOBLEY, 1994). Estes elementos influenciam na turbidez e transparência da água e imprimem características únicas nos dados de sensoriamento remoto, o que permite a identificação dos componentes e o conseqüente monitoramento do ambiente aquático.

Para a verificação do estado de qualidade da água e dos fatores que afetam a superfície do ambiente aquático são utilizados métodos de amostragens tradicionais que requerem medições *in situ*, ou seja, a coleta de amostras de água em campo para análise laboratorial subsequente. Os métodos de amostragem tradicionais possibilitam obtenção de medições de maior precisão, no entanto, requerem tempo e resultam em maiores custos para sua realização,

já que a obtenção de uma visão espacial dos dados, por interpolação, exige a alocação de um grande número de pontos amostrais para ser estatisticamente significativo.

Técnicas de sensoriamento remoto, no entanto, podem ser utilizadas para detectar as propriedades ópticas dos constituintes opticamente ativos da água, sanando as dificuldades de amostragem em campo e ainda contribuem para a melhoria da informação espacial e temporal sobre as ocorrências de altas concentrações de algas (BRANDO; DEKKER, 1993; HAN; RUNDQUIST, 1996; KUTSER, 2004). A utilização de imagens de sensores remotos e de dados obtidos *in situ* para estudar florações de algas é baseada no fato de que os pigmentos de algas afetam a cor da massa de água.

Diversos produtos de sensoriamento remoto com diferentes resoluções temporais, espaciais, espectrais ou radiométricas são disponibilizados gratuitamente. Dentre estes cita-se as imagens dos satélites da série IRS (*Indian Remote Sensing satellite*), mais especificamente do sensor LISS-III (*Linear Imaging Self-Scanner III*), a bordo do satélite indiano ResourceSat-1. No Brasil, os dados do sensor LISS-III são distribuídos gratuitamente pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) com o intuito de viabilizar dados que apresentassem características minimamente similares às apresentadas pelo sensor TM/Landsat para que fosse garantida a continuidade de trabalhos que já vinham sendo conduzidos pelo público acadêmico e corporativo. Berra et al. (2013) e Silva et al. (2013) recomendam a utilização do sensor LISS-III como complemento e substituição aos dados TM/Landsat 5, levando em consideração as semelhanças entre as resoluções dos sensores e por consequência a reflectância.

O potencial de utilização de imagens LISS-III é explorado para monitoramento de ambientes aquáticos e diversas pesquisas utilizam de seus produtos para avaliar a qualidade da água. Somvanshi et al (2012) utilizou dados de imagens LISS-III para estimar e mapear parâmetros de qualidade da água a partir de modelos de regressões lineares. Dados de reflectância de imagens LISS-III utilizadas em conjunto com dados de espectralradiômetros foram importantes para compreensão do funcionamento espaço-temporal de reservatórios estudados realizados por Thiemann e Kaufmann (2000). Valério e Kampel (2013) utilizaram imagens LISS-III para a caracterização espectral da pluma do Rio Paraíba do Sul e as reflectâncias derivadas das diferentes bandas possibilitou descrever qualitativamente a distribuição espacial dos constituintes opticamente ativos presentes na área de estudo.

Inserido neste contexto, este estudo propõe o uso de metodologias relacionadas ao sensoriamento remoto para o estudo de variáveis limnológicas, identificação e mapeamento de constituintes opticamente ativos do reservatório Passo Real. As técnicas utilizadas serão pautadas em relações e estimativas do total de sólidos em suspensão, turbidez e transparência

da água com imagens do sensor LISS com as bandas do sensor LISS-III e aplicação da técnica de razão de bandas espectrais com o intuito de identificar a concentração de clorofila-*a*. Como resultados espera-se obter informações relacionadas presença e concentração de constituintes opticamente ativos da água e a possibilidade de monitoramento do ambiente aquático utilizando produtos e técnicas de sensoriamento remoto orbital.

Diante disso, este capítulo está pautado no objetivo de avaliar o uso potencial de imagens LISS-III/Resourcesat-1 na estimativa de constituintes opticamente ativos da água do reservatório Passo Real.

2 Materiais e Métodos

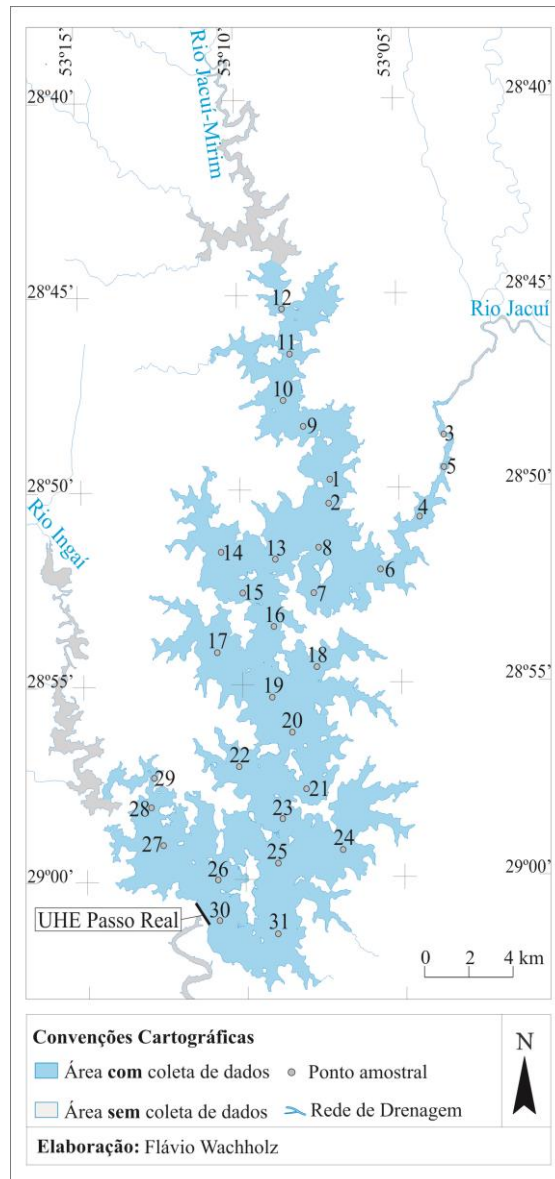
Para a realização da presente pesquisa no reservatório Passo Real foram utilizadas metodologias distribuídas em três fases: coleta de água e obtenção de dados limnológicos em campo, determinação de variáveis em laboratório de limnologia e obtenção de dados espectrais em laboratório de processamento de imagens. Salienta-se que a presente pesquisa está relacionada a um projeto financiado pelo CNPq nº 478961/2010-3 (Variação espectral e limnológica nos reservatórios em cascata no rio Jacuí - Rio Grande do Sul).

2.1 Coletas *in situ* de dados limnológicos

Para a obtenção dos dados de clorofila-*a* no reservatório Passo Real foram realizadas coletas de amostras de água em campo e posterior determinação de dados em laboratório de limnologia. Para a realização dos trabalhos de campo no reservatório Passo Real, Pereira Filho et al. (2010) estabeleceram 31 estações amostrais que contemplam as diferenças espectrais encontradas no reservatório (Figura 1), porém se ressalta que nem todos os pontos foram coletados em campo nos meses analisados nesta pesquisa. Em 15 de setembro de 2012 foram coletados os pontos 8, 10, 12, 16, 20, 28, 29 e 30 e em 23 de janeiro de 2013 foram coletados os pontos 4, 5, 8, 10, 12, 16, 20, 28, 29, 30 e 31.

Para a realização das coletas de dados em campo foi utilizada a infraestrutura pertencente ao Laboratório de Geotecnologias da Universidade Federal de Santa Maria, que dispõe de automóvel, barco e motor de popa, entre outros equipamentos e materiais para coleta e análise da amostra de água em laboratório.

Figura 1 – Localização dos pontos amostrais do reservatório Passo Real.



Fonte: WACHHOLZ (2011).

Para a localização precisa das estações amostrais do reservatório foi utilizado um aparelho GPS Garmin Etrex de precisão de 5 metros, com as coordenadas geográficas das estações previamente armazenadas no aparelho. A transparência da água foi medida em campo com a utilização de um Disco de Secchi (30 cm). Os valores de turbidez e oxigênio dissolvido foram obtidos com o mergulho da sonda multiparâmetros Horiba modelo U-53.

Para as variáveis determinadas em laboratório foi realizada a coleta da água em cada ponto amostral em sub-superfície, na profundidade aproximada de 30 cm, com a utilização de

recipientes numerados e com um litro de capacidade, que após a coleta foram mantidos em recipientes térmicos e escuros até a chegada ao Laboratório de Limnologia. Em laboratório foram determinadas as variáveis: Total de Sólidos em Suspensão (TSS) e concentração de clorofila-*a* (Chl-*a*).

A determinação dos valores de TSS em laboratório foi realizada conforme apresentado em APHA (2005). Para a filtragem foram utilizados bomba de vácuo e filtros de celulose com 0,45 µm de porosidade e 47 mm de diâmetro. Os filtros são secados previamente por 24 horas em estufa a uma temperatura de 50°C, a fim de eliminar a umidade. Posteriormente à secagem, pesam-se os filtros em balança analítica para obtenção do peso inicial. Após a filtragem da água, os filtros retornam à estufa, onde permanecem por 24 horas a 50°C novamente. Após, obteve-se o peso final com a pesagem dos filtros na mesma balança e determinou-se a concentração de total de sólidos em suspensão em mg/L. O TSS na unidade mg/L foi determinado com base na equação:

| | |
|------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| $\text{TSS} = \left(\frac{Pf - Pi}{V} \right) \cdot 1000$ | <p>Onde:</p> <p><i>TSS</i> = Total de Sólidos em Suspensão</p> <p><i>Pf</i> = Peso Final (mg)</p> <p><i>Pi</i> = Peso Inicial (mg)</p> <p><i>V</i> = Volume filtrado (L).</p> |
|------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

A clorofila-*a* foi determinada em laboratório conforme método apresentado por Yunes e Araújo [s/d] com base em Mackinney (1941), Paranhos (1996) e Chorus (1999). Para a determinação de clorofila-*a* os procedimentos de filtragem e extração de pigmentos foram realizados sempre sob fraca iluminação, para inibir a realização da fotossíntese. Para a filtragem foram utilizados filtros de fibra de vidro. Na sequência o filtro foi 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 foram deixados em refrigeração (4° C) por 24 horas. Para a leitura no espectrofotômetro foram 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 clorofila-*a* ocorre em 663 nm e a turbidez das células das cianobactérias em 750 nm. Para o cálculo da concentração de clorofila-*a* em µg/L foi levado em consideração as medições do espectrofotômetro, o volume de pigmentos extraídos e o volume filtrado. A fórmula utilizada para a determinação da Chl-*a* foi a seguinte:

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| $\text{Chl } a = \frac{\text{Abs}(663 - 750) \times 12,63 \times \text{VE} \times 1000}{\text{VF}}$ | <p>Onde:</p> <p><i>A</i> = Absorbância em 663 e 750 nm</p> <p><i>12,63</i> = Constante</p> <p><i>VE</i> = Volume Extração (mL) - metanol</p> <p><i>VF</i> = Volume Filtrado (ml) – água</p> |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

2.2 Aquisição e processamento de imagens LISS-III

As imagens de satélite utilizadas para a análise temporal da refletância da água foram produzidas pelo ResourceSat-1, sensor LISS-III, a partir das quais é possível a extração de pixels puros em função da resolução espacial de 23,5 metros. O sensor apresenta resolução de 24 dias, opera em quatro faixas espectrais (verde – 520 a 590 nm, vermelho – 620 a 680 nm, infravermelho próximo – 770 a 860 nm e infravermelho médio - 1550 a 1700 nm) e possui resolução radiométrica de 7 bits (NRSA, 2004). A seleção de imagens foi feita a partir da disponibilidade de cenas sem presença de nuvens em datas mais próximas à realização dos trabalhos de campo, conforme apresentado na Quadro 1.

Quadro 1 - Datas dos trabalhos de campo e das imagens de satélite.

| Data de coleta de dados de transparência <i>in situ</i> | Data da imagem selecionada (reflectância) | Defasagem entre data dos dados de transparência e reflectância (em dias) |
|----------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------|
| 15.09.2012 | 05.09.2012 | -10 |
| 23.01.2013 | 27.01.2013 | +4 |

As imagens do satélite ResourceSat-1 foram adquiridas gratuitamente no catálogo do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (<http://www.dgi.inpe.br/CDSR>). A área referente ao reservatório Passo Real está compreendida na órbita/ponto 326/099.

2.2.1 Processamentos de imagens LISS-III

Uma etapa anterior ao processamento de imagens é o pré-processamento, que consiste na preparação do dado para ser interpretado. Nessa fase ocorreu a correção atmosférica e a correção radiométrica das imagens de satélite. Na fase de processamento ocorreu a classificação digital das imagens.

2.2.1.1 Correção dos efeitos atmosféricos

O processamento das imagens foi realizado no software ENVI 5.0. As bandas foram corrigidas dos efeitos da atmosfera pelo método da Subtração do Pixel Escuro (*Dark-Object Subtraction*), proposto por Chavez Junior (1988). Segundo a proposta deste método, em toda e qualquer cena e em qualquer banda espectral, existem pixels que deveriam assumir o valor “0”, uma vez que estes poderiam não receber radiação incidente. No caso de sombras na região do visível, idealmente o sistema de imageamento não deve detectar qualquer radiação nesses locais e um valor “0” de número digital deve ser atribuído a estes pixels. No entanto, por causa de efeitos de dispersão na atmosfera, estas áreas sombreadas não aparecerão completamente escuras na imagem. Dessa, forma, a correção consistiu em identificar no histograma de cada banda espectral, quais quantidades de números digitais devem ser subtraídas de cada imagem como um todo, considerando que a interferência atmosférica é uniforme em toda a cena.

2.2.1.2 Conversão de Números Digitais para valores físicos de Radiância e Reflectância

Os valores em números digitais da imagem foram transformados em valores de radiância espectral e em seguida convertidos em reflectância de superfície conforme métodos descritos em Markham e Barker (1986). A conversão de Números Digitais (ND) das imagens para valores de parâmetros físicos como Radiância e/ou Reflectância permite a caracterização espectral de objetos, bem como permite a elaboração de cálculos que incluem dados de diferentes bandas espectrais ou de diferentes sensores. Este processo exigiu o conhecimento de algumas características do sensor que gera a imagem e das condições ambientais nas quais as imagens foram geradas (CHANDER, 2016) obtidos nos metadados das respectivas imagens e estão presentes no Tabela 1.

Tabela 1 – Dados utilizados na conversão dos números digitais das imagens LISS-III/Resourcesat-1 em valores de radiância aparente.

| Banda | $LMIN_{\lambda}$ | $LMAX_{\lambda}$ | D_{max} | $LMAX_{\lambda}/D_{max}$ | $Esun_{\lambda}$ |
|-------|------------------|------------------|-----------|--------------------------|------------------|
| 2 | 0 | 12,06400 | 255 | 0,0473098 | 1846,77 |
| 3 | 0 | 15,13100 | 255 | 0,0593370 | 1575,5 |
| 4 | 0 | 15,75700 | 255 | 0,0617922 | 1087,34 |
| 5 | 0 | 3,40000 | 255 | 0,0133568 | 236,651 |

O primeiro processamento consistiu em converter os Números Digitais em valores de radiância espectral usando parâmetros de calibração obtidos em missões de calibração antes do lançamento, segundo a Equação 1.

| | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| $L_{\lambda} = L_{min_{\lambda}} + \left(\frac{L_{MAX_{\lambda}} - L_{MIN_{\lambda}}}{Q_{calmax}} \right) Q_{CAL}$ | <p><i>Onde:</i> L_{λ} = Radiância espectral, Q_{CAL} = Número digital a ser convertido, $Q_{calmax} (D_{max})$ = Número digital máximo (dependente da resolução radiométrica do sensor), $L_{MIN_{\lambda}}$ = Radiância espectral mínima, $L_{MAX_{\lambda}}$ = Radiância espectral máxima.</p> |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

Após a conversão para radiância, os dados adquiridos foram convertidos para Fator de Reflectância Bidirecional Aparente, por meio da Equação 2.

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| $\rho_{\lambda} = \frac{\pi * L_{\lambda} * d^2}{E_{sun_{\lambda}} * \cos\theta}$ | <p><i>Onde:</i> ρ_{λ} = FRB aparente [sem unidade] π = constante matemática igual a ~3.14159 [sem unidade] L_{λ} = Radiância espectral (do passo anterior) [$mW / (cm^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1})$] d = distância Terra-Sol [unidades astronômicas] (depende da data da imagem) $E_{sun_{\lambda}}$ = Irradiância média solar exoatmosférica [$mW / (cm^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1})$] θ = ângulo solar zenital [graus]</p> |
|-----------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

2.2.1.3 Razão de bandas

A técnica de razão de bandas foi aplicada nos dados de reflectância sensor LISS-III/ResourceSat-1 nas imagens de 05 de setembro de 2012 e 27 de janeiro de 2013 e seus resultados foram correlacionados com clorofila-*a*. Esta técnica é determinada por meio da razão entre dois valores de reflectância, dessa forma foi utilizada a banda 4 do sensor LISS-III/ResourceSat-1 como numerador e a banda 3 como denominador para obtenção dos valores no aplicativo Envi.

2.3 Relação entre dados limnológicos e espectrais

Dados de amostras pontuais de reflectância foram consultados nas imagens a partir das coordenadas geográficas dos pontos de coleta do reservatório. Para tanto, foram extraídos valores de reflectância dos pixels mais próximos das áreas de interesse e com menor interferência de alvos vizinhos em cada banda. A técnica de razão de bandas espectrais foi aplicada com o intuito de verificar a relação com dados de concentração de clorofila-*a*.

A etapa metodológica seguinte correspondeu à análise integrada dos dados limnológicos e espectrais. Com os dados limnológicos e espectrais organizados em tabelas no aplicativo Microsoft Office Excel foi realizado testes estatísticos de regressão para interpretar e comparar os dados estudados. Nas análises de regressão, a reflectância espectral foi considerada a variável independente e o constituinte opticamente ativo da água foi considerado variável resposta e obteve-se assim uma equação matemática que representa o comportamento destes dados além de um coeficiente de determinação (R^2), que representa o nível da variância que o modelo consegue explicar.

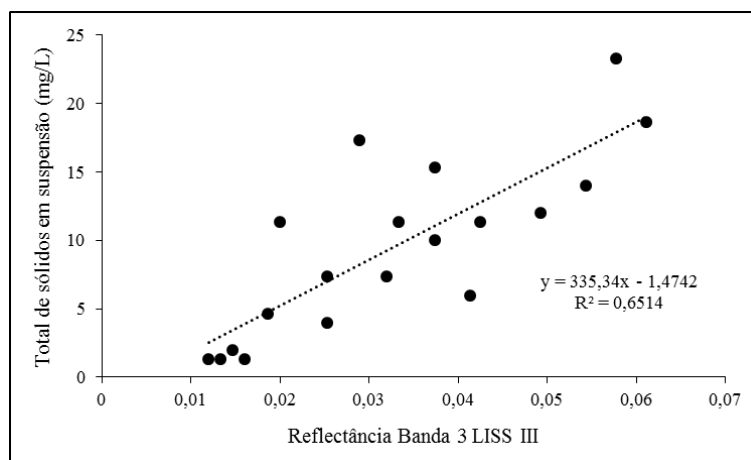
As equações obtidas nos modelos de regressão foram aplicadas nas imagens LISS-III que geraram os modelos. Para isso, utilizou-se o *software* Envi 5.0 com o intuito de testar a estimativa dos constituintes opticamente ativos da água a partir dos dados espectrais das bandas das imagens de satélite.

As medidas das variáveis limnológicas obtidas pelas equações nas imagens de satélite da mesma forma que os resultados obtidos *in situ* também foram fatiadas em 20 classes temáticas. Para as variáveis transparência da água e clorofila-*a* as 20 classes temáticas foram definidas e ponderadas de acordo com os estados tróficos definido por Carlson (1977) e modificados por Lamparelli (2004). A partir desses resultados, pode-se comparar a espacialidade das variáveis obtidas *in situ* e estimadas por imagem de satélite.

3 Resultados e Discussão

O total de sólidos em suspensão obteve maior correlação com a reflectância da banda 3 do sensor LISS-III. O modelo de regressão apresentou coeficiente de determinação 0,65, considerado de intensidade regular, porém significativo com 95% de confiança. O modelo de regressão apresentou ajuste linear dos dados e a equação matemática que explica o relacionamento são apresentados na Figura 2.

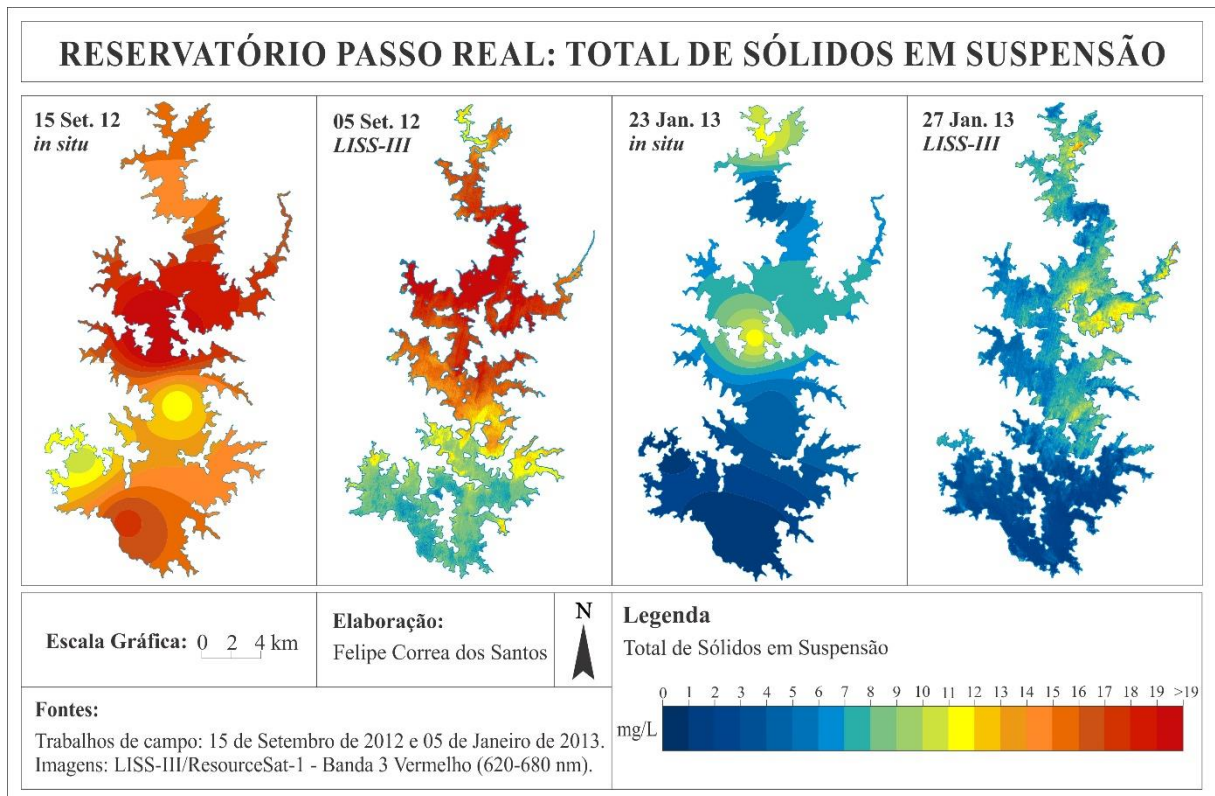
Figura 2 – Diagrama de dispersão entre o total de sólidos em suspensão e a reflectância da banda 3 do sensor LISS-III/ResourceSat-1.



A Figura 3 apresenta a espacialização do total de sólidos em suspensão obtido *in situ* no reservatório Passo Real e estimado pela reflectância da banda 3 do sensor LISS-III/ResourceSat-1. Concentrações de sólidos em suspensão foram observadas em todo reservatório, ocorrendo apenas variações de acordo com as particularidades de cada setor e o período estudado. Os registros de TSS foram mais elevados em setembro de 2012 comparados com os dados de janeiro de 2013. Ao observar os registros de TSS na região central do reservatório obtidos na imagem de 27 de janeiro de 2013 nota-se um avanço da carga de sólidos em suspensão no sentido do rio quando comparados o local de concentração de TSS na espacialização desta variável obtida em campo no dia 23 de Janeiro de 2013.

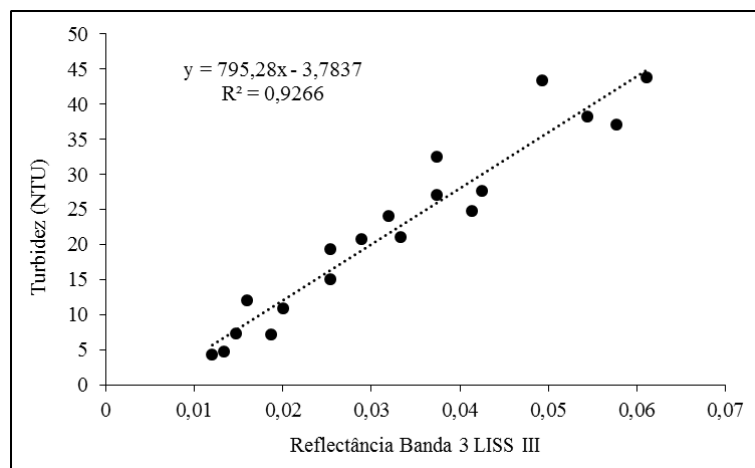
Observa-se proximidade entre os dados estimados e medidos em campo, principalmente em janeiro de 2013. No mês de setembro de 2012 os valores estimados foram semelhantes a partir dos setores centro-norte do reservatório, correspondentes as entradas dos rios Jacuí e Jacuí-mirim. Próximo ao dique e em algumas partes da região centro-sul do reservatório os valores de TSS foram subestimados em comparação aos dados obtidos *in situ*. Este resultado era esperado visto que o modelo de regressão aplicado na imagem apresentou coeficiente de determinação 0,65. Em uma abordagem geral, o modelo linear capturou a transição de montante para jusante da concentração de TSS, em concordância com os dados medidos em campo.

Figura 3 – Espacialização do total de sólidos em suspensão obtido *in situ* no reservatório Passo Real e estimado pela reflectância da banda 3 do sensor LISS-III/ResourceSat-1.



A turbidez da água obteve maior correlação com a reflectância da banda 3 do sensor LISS-III. O modelo de regressão apresentou coeficiente de determinação superior a 0,92, considerado de intensidade muito forte e significativo com 95% de confiança. O modelo de regressão apresentou ajuste linear dos dados e a equação matemática que explica o relacionamento é apresentado na Figura 4.

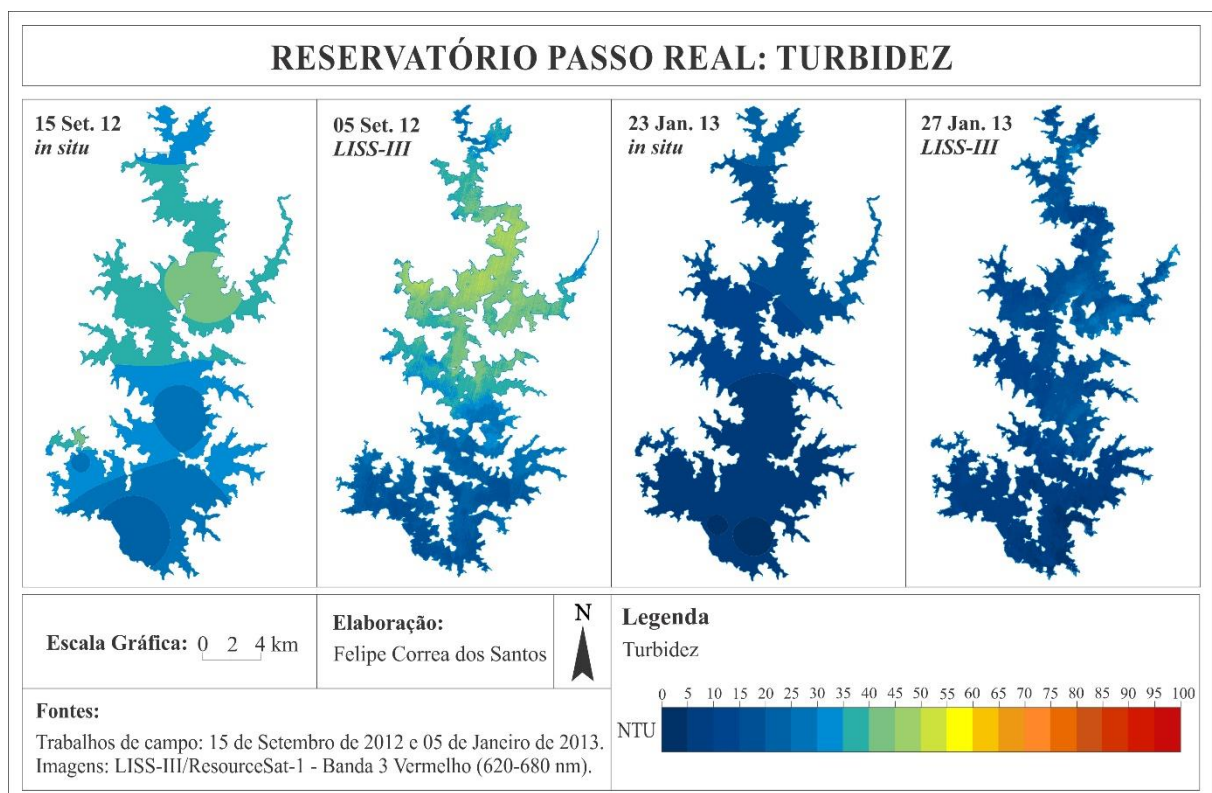
Figura 4 – Diagrama de dispersão entre a turbidez da água e a reflectância da banda 3 do sensor LISS-III/ResourceSat-1.



A Figura 5 apresenta a espacialização da turbidez obtida *in situ* no reservatório Passo Real e estimada pela reflectância da banda 3 do sensor LISS-III/ResourceSat-1. Observa-se que houve consistência entre os dados estimados e medidos em campo nas duas datas analisadas. Em ambos os métodos de aquisição de dados pode-se observar que a turbidez da água do reservatório em setembro de 2012 foi mais elevada se comparada com o mês de janeiro de 2013. Em ambas as datas, o setor de mistura das entradas dos rios Jacuí e Jacuí-Mirim apresentou os registros mais elevados de turbidez e o setor próximo ao dique se caracterizou como área do reservatório de baixa turbidez.

O modelo de regressão aplicado na imagem apresentou coeficiente de determinação superior 0,92, o que contribuiu para que os valores de turbidez da água medido em campo tivesse uma elevada concordância com os dados obtidos por imagem de satélite.

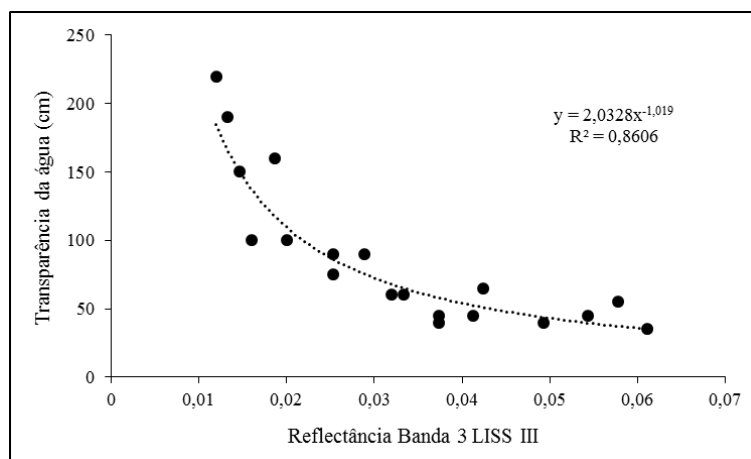
Figura 5 – Espacialização turbidez da água obtida *in situ* no reservatório Passo Real e estimado pela reflectância da banda 3 do sensor LISS-III/ResourceSat-1.



A transparência da água obteve maior correlação com a reflectância da banda 3 do sensor LISS-III. O modelo de regressão apresentou coeficiente de determinação 0,86, considerado de intensidade forte e significativo com 95% de confiança. O modelo de regressão

apresentou ajuste dos dados em linha de tendência de potência e a equação matemática que explica o relacionamento são apresentados na Figura 6.

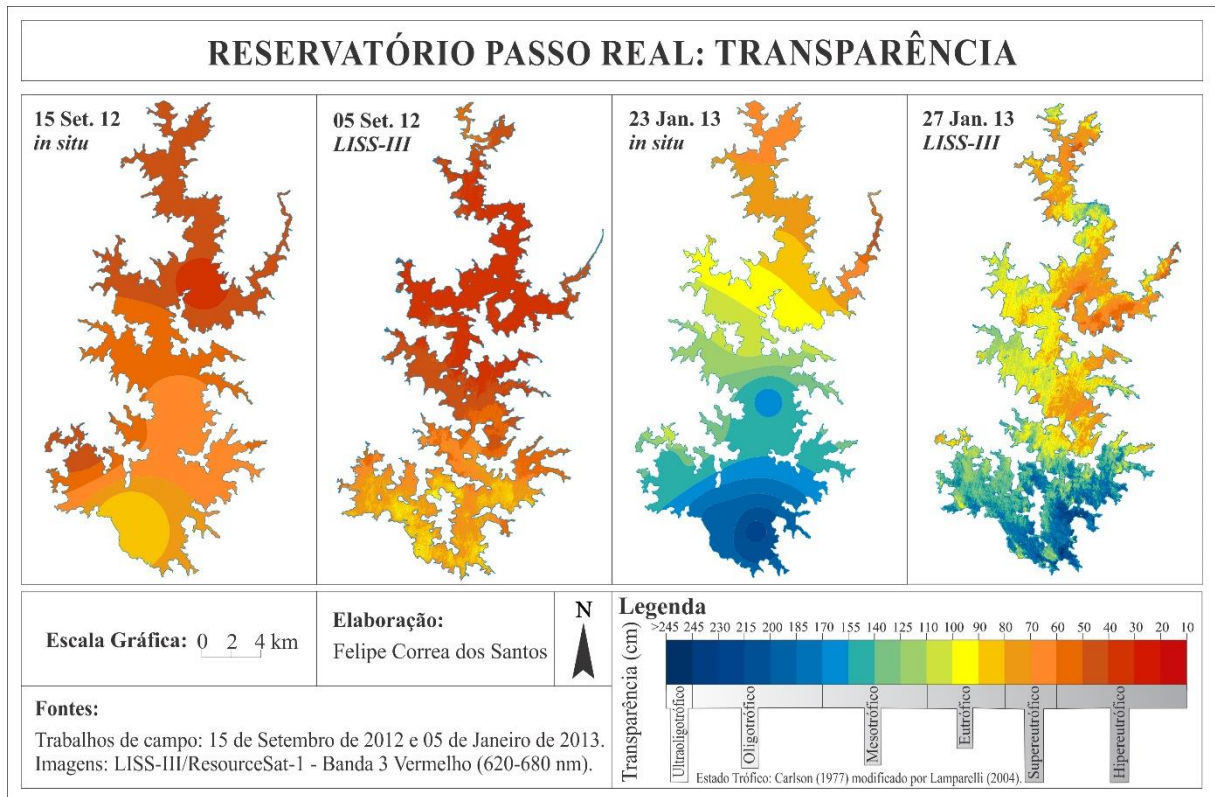
Figura 6 – Diagrama de dispersão entre a turbidez da água e a reflectância da banda 3 do sensor LISS-III/ResourceSat-1.



A Figura 7 apresenta a espacialização da transparência da água observada *in situ* no reservatório Passo Real e estimado pela reflectância da banda 3 do sensor LISS-III/ResourceSat-1. A transparência da água estimada a partir da imagem de satélite apresentou alta semelhança com a transparência da água medida *in situ*. Em ambos os métodos de obtenção de dados observa-se que mês de setembro de 2012 foi o de menor transparência comparado à janeiro de 2013. Pode se observar que a predominância de setores supereutróficos e em algumas áreas hipereutróficos em setembro de 2012, considerando unicamente esta variável como indicadora de estado trófico. Os registros de janeiro de 2013 apontaram maior transparência e maior gradiente longitudinal desta variável, apresentando desde baixas transparências no setor de entrada do rio Jacuí até altas transparências no setor próximo ao dique.

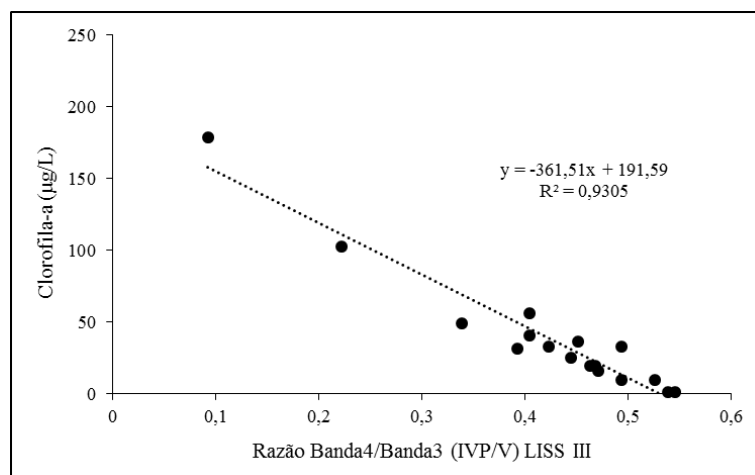
Da mesma forma que ocorreu com os dados de total de sólidos em suspensão, ao observar os registros de transparência da água no setor central do reservatório obtidos na imagem de 27 de janeiro de 2013, nota-se que não coincide exatamente a localização dos setores comparados com a espacialização desta variável obtida em campo no dia 23 de janeiro de 2013. O TSS apresentando correlação significativa com medidas de transparência da água pode ser uma explicação, pelo avanço da carga de sólidos em suspensão durante a defasagem de 4 dias entre a data de campo e da imagem.

Figura 7 – Espacialização da transparência da água obtida *in situ* no reservatório Passo Real e estimada pela reflectância da banda 3 do sensor LISS-III/ResourceSat-1.



As concentrações de clorofila-*a* foram correlacionadas com a razão entre as bandas 4 e 3 (infravermelho próximo/vermelho) do sensor LISS-III. O modelo de regressão apresentou coeficiente de determinação superior a 0,93, considerado de intensidade muito forte e significativo com 95% de confiança. O modelo de regressão apresentou ajuste linear dos dados e a equação matemática que explica o relacionamento são apresentados na Figura 8.

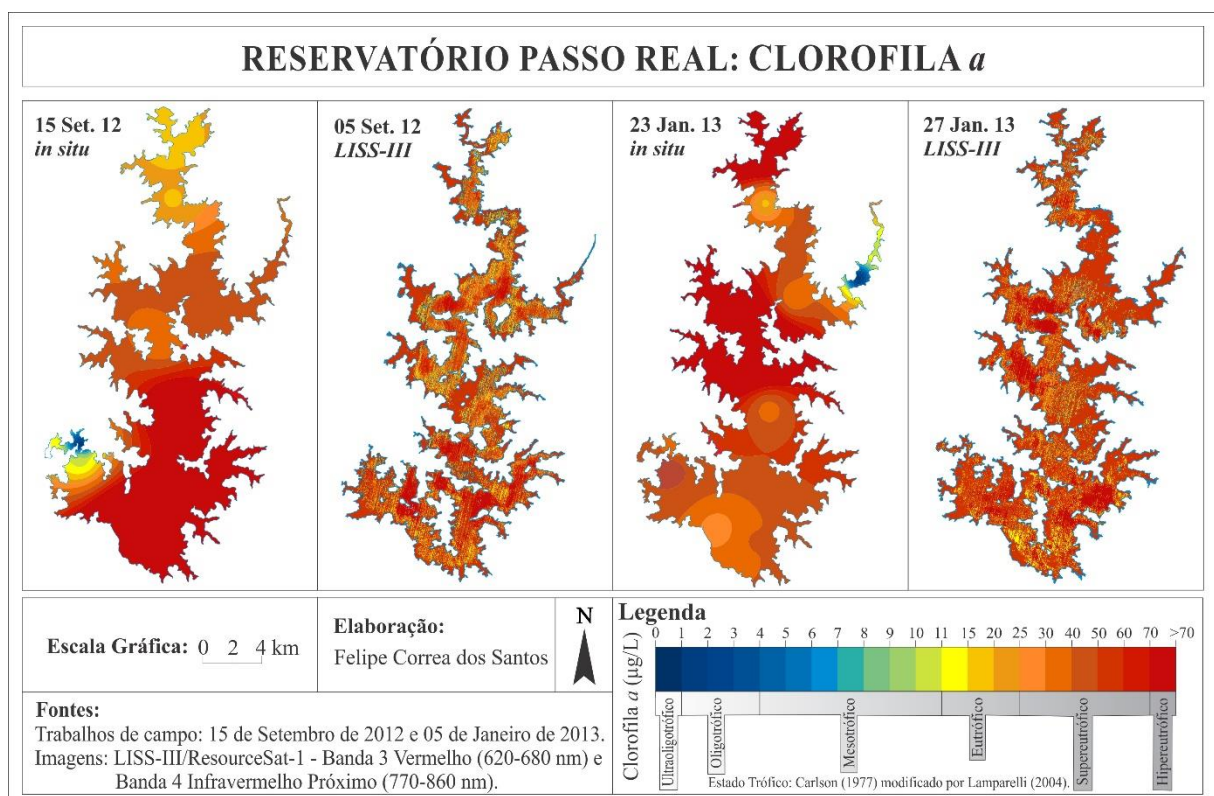
Figura 8 – Diagrama de dispersão entre a turbidez da água e a razão de bandas espectrais (Banda4/Banda3) do sensor LISS-III/ResourceSat-1.



A Figura 9 apresenta a espacialização da clorofila-*a* obtida *in situ* no reservatório Passo Real e estimada pela razão de bandas 4/3 (infravermelho próximo/vermelho) do sensor LISS-III/ResourceSat-1. Em análise da espacialização obtida *in situ* se observa episódios de altas concentrações de clorofila-*a* foram registradas nos dois períodos analisados, setembro de 2012 e janeiro de 2013. Em setembro de 2012 os altos valores de concentração de clorofila-*a* foram registrados no setor central até o dique do reservatório e em janeiro de 2013 ocorreu desde o setor de entrada do rio Jacuí-Mirim até o setor central do reservatório. As concentrações de clorofila-*a* registradas no reservatório em janeiro de 2013 foram mais elevadas que as de setembro de 2012 e de maior variação entre os dados.

Ao analisar a espacialização da clorofila-*a* obtida por imagem de satélite se observa uma homogeneidade nas altas concentrações de clorofila-*a* não definindo os diferentes setores do ambiente aquático observados na espacialização dos dados obtidos *in situ*. Os dados nestes meses foram muito homogêneos e apesar do modelo de regressão apresentar coeficiente de determinação significativo e considerado de intensidade muito forte. Acredita-se que com dados mais diversificados e com amplitude maior de dados de clorofila-*a* a estimativa seria mais consistente com os dados obtidos *in situ*.

Figura 9 – Espacialização do total de sólidos em suspensão obtido *in situ* no reservatório Passo Real e estimado pela razão de bandas espectrais (Banda4/Banda3) do sensor LISS-III/ResourceSat-1.



4 Considerações

Os resultados obtidos confirmam o pressuposto inicial do estudo de que as bandas espectrais de imagens LISS-III/Resourcesat-1 tem potencial para estimar medidas e concentrações de componentes opticamente ativos presentes no reservatório Passo Real.

O estudo apresentou metodologias relacionadas ao sensoriamento remoto para a caracterização de variáveis limnológicas e com sua aplicação foi possível identificar e mapear constituintes opticamente ativos do ambiente aquático. A partir do conjunto de dados disponível foi possível produzir modelos capazes de estimar o total de sólidos em suspensão, a turbidez e a transparência da água com apenas uma única banda espectral, a banda 3 do sensor LISS-III/Resourcesat-1. Com a aplicação da técnica de razão de bandas espectrais foi possível gerar um modelo para estimativa da concentração de clorofila-*a*.

Os modelos de regressão referentes aos dados de turbidez e transparência da água apresentaram coeficiente de determinação de intensidade muito forte e forte, respectivamente, e resultaram em mapas de espacialização das variáveis com valores e setores muito próximos com os dados obtidos *in situ*. Os modelos para estimativa do total de sólidos em suspensão apresentou coeficiente de determinação regular e resultou em estimativas que se aproximaram na maior parte com dados obtidos em campo, porém é possível notar algumas divergências em alguns setores do reservatório. A clorofila-*a* apresentou semelhança dos dados estimados com os dados obtidos *in situ*, porém não apresenta os setores bem definidos do reservatório. Acredita-se que este fato tenha acontecido pela homogeneidade nas altas concentrações de clorofila-*a*, necessitando de uma amplitude maior nos dados para a construção de um modelo mais eficiente, caso necessário.

Com a obtenção de informações relacionadas com a presença e concentração de constituintes opticamente ativos da água e a possibilidade de monitoramento do ambiente aquático utilizando produtos e técnicas de sensoriamento remoto orbital, espera-se que esse modelo possa ser aplicado em cenários de diferentes datas. O ajuste mostrou-se eficiente na inferência de constituintes opticamente ativos presentes na área de estudo. Embora não tenha sido validado adverte-se que esta etapa é de fundamental importância para que o modelo possa ser aplicado em outras datas.

Referências

- 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.
- BERRA, E. F.; et al. Comparação cruzada dos sensores LISS-III/ResourceSat-1 e TM/Landsat 5. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2013, Foz do Iguaçu, **Anais...** Foz do Iguaçu: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2013. p.9151-9158.
- BRANDO, V. E.; DEKKER, A. G. Satellite hyperspectral remote sensing for estimating estuarine and coastal water quality. **IEEE Trans. Geoscience and Remote Sensing**. vol. 41, no. 6, 2003, p. 1378-1387.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology Oceanography**, v . 22: p. 361-80, 1977.
- CHANDER, G. **Overview of the Resourcesat-1 (IRS-P6)**. Disponível em: <<http://calval.cr.usgs.gov/documents/IRSP6.pdf>> . Acesso em: 09 de julho de 2016.
- CHAVEZ JUNIOR, P. S.; An Improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. **Remote Sensing of Environment**, v. 24, p. 459-479, 1988.
- FOLKESTAD, A., *et al.* Inter-comparison of ocean colour data products during algal blooms in the Skagerrak. **International Journal of Remote Sensing**. vol. 28, no. 3, 2007, p. 569-592.
- 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.
- 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.; 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.
- KAMPEL, M.; NOVO, E.M.L.M. O sensoriamento remoto da cor da água. In: R. B. SOUZA (ed.), **Oceanografia por Satélites**, p.179-196, São Paulo: Oficina de Textos, 2005.
- KIRK, J. T. O. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. 2ed. Cambridge University Press: New York, 1994.

KUTSER, T. Quantitative detection of chlorophyll in cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. **Limnology and Oceanography**. vol. 49, no. 6, 2004, p. 2179-2189.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 238f. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, São Paulo, 2004.

LOBO, F. L. *et al.* Mapping potential cyanobacterial bloom using Hyperion/EO-1 data in Patos Lagoon estuary. **Acta Limnologica Brasiliensis**, 2009, vol. 21, no. 3, p. 299-308.

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

MARKHAM, B. L.; BARKER, J. L.; Landsat MSS and TM post-calibration dynamic ranges, exoatmospheric reflectances and at-satellite temperature. **EOSAT Landsat Technical Notes**, Nº 1, August, 8p., 1986.

MOBLEY, C. D. **Light and water: radiative transfer in natural waters**. San Diego: Academic Press, 1984.

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

NOVO, E. M. L. de M. *et al.* Sistemas aquáticos continentais. In: RUDORFF, F. T. *et al.* **O Sensor Modis e suas aplicações ambientais no Brasil**. São José dos Campos: Parêntese, 2007.

NRSA – National Remote Sensing Agency. **Resourcesat-1 Data User's Handbook**. Department of space govt. of India, 2004. 137p.

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.

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.

SILVA, C. B.; *et al.* Comparação entre dados dos sensores LISS-III/Resourcesat-1 e ETM+/Landsat 7. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2013, Foz do Iguaçu, **Anais...** Foz do Iguaçu: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2013. p.9138- 9142.

SOMVANSHI, S.; *et al.* Integrated remote sensing and GIS approach for water quality analysis of Gomti river, Uttar Pradesh. **International Journal of Environmental**. v.3, n.1, p.62-74, 2012.

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

VALERIO, A. M.; KAMPEL, M. Uso de imagens LISS-III para a caracterização espectral da pluma do Rio Paraíba do Sul. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2013, Foz do Iguaçu, **Anais...** Foz do Iguaçu: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2013. p. 5353-5360.

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.

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

CONSIDERAÇÕES GERAIS

Com o desenvolvimento desta pesquisa fica mais evidente o potencial de utilização do sensoriamento remoto para estudos geográficos. Tendo em vista a crescente preocupação em relação à água, a utilização de produtos e técnicas que visem facilitar o acompanhamento dos recursos hídricos mostra-se de extrema importância, principalmente em ambientes criados artificialmente, como o reservatório Passo Real.

Pela análise dos resultados observou-se variações temporais e espaciais das variáveis limnológicas, além da forte influência dos rios tributários no reservatório, com o aumento das concentrações de sólidos em suspensão e conseqüentemente, a diminuição da transparência da água neste setores. As distintas utilizações do entorno do reservatório para a agricultura em cada período do ano foram as causas das diferenças espaço-temporais das variáveis limnológicas. O período de preparo do solo para plantio agrícola aliado a elevadas precipitações proporcionaram o transporte de material para o corpo hídrico. No que se refere ao efeito da contribuição de rios principais e tributários, observou-se que o aporte direto de um rio formou uma zona de transição entre a secção lótica e lântica, sendo que, de modo geral, esta zona apresentou os principais locais com as maiores concentrações de clorofila-*a*.

Após o entendimento das características limnológicas do reservatório pode-se compreender melhor a interatividade da energia eletromagnética com a superfície da água. O uso do espectrorradiômetro se mostrou válido para melhor compreensão da resposta espectral da água e seus constituintes opticamente ativos. A influência dos constituintes opticamente ativos na resposta espectral da água do reservatório foi comprovada com a aplicação de testes estatísticos, com destaque para as correlações e testes de significância. A aplicação de técnicas para extração de informações nos espectros de reflectância auxiliou e complementou a interpretação dos dados espectrais. Os comprimentos de onda com melhor correlação e passíveis de estimativas dos constituintes opticamente ativos da água foram os referentes a dados espectrais da primeira derivada e a remoção do contínuo.

As imagens de satélite caracterizaram-se em importantes ferramentas para compreensão do funcionamento espaço-temporal do reservatório. A utilização de imagens LISS-III/Resourcesat-1 possibilitou a identificação e mapeamento de constituintes opticamente ativos da água do reservatório Passo Real. Os modelos produzidos a partir de dados obtidos *in situ* e por satélite foram capazes de estimar o total de sólidos em suspensão, a turbidez e a transparência da água com apenas uma única banda espectral, a banda 3 do sensor LISS-

III/Resourcesat-1. Com a aplicação da técnica de razão de bandas espectrais foi possível gerar um modelo para estimativa da concentração de clorofila-*a*.

Embora estatisticamente robustos, os modelos desenvolvidos podem possuir erros de estimativa não aceitáveis para determinadas aplicações. Recomenda-se então a aplicação da metodologia desenvolvida neste estudo em uma maior quantidade de pontos amostrais, com o intuito de realizar a validação dos dados e verificar a consistência dos modelos de estimativa. Entretanto, mesmo com tais limitações, pode-se afirmar que os modelos são úteis para verificar tendências espaço-temporais dos constituintes opticamente ativos da água do reservatório Passo Real.

REFERÊNCIAS

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.

NOVO, E. M. L. M.; BARBOSA, C. C. F.; FREITAS, R. M. Sistemas aquáticos continentais. In: RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. (Orgs.) **O sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil**. São José dos Campos: Parêntese, 2007. p. 265-275.

SANTOS, F. C. **Influência dos constituintes opticamente ativos na reflectância espectral da água do reservatório Passo Real, RS**. 2012. 87f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

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

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 Científico e Tecnológico (CNPq) processo nº 484712/2007-1 como comprovante das atividades referentes ao projeto, 2010.

PONZONI, F. J. et al. **Calibração absoluta de sensores orbitais: conceituação, principais procedimentos e aplicação**. São José dos Campos: Parêntese, 2007.

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.