



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

---

PAULO HENRIQUE MARQUES DE CASTRO

**POTENCIAL DAS IMAGENS LANDSAT 8/OLI NA  
DETECÇÃO DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS  
NO RIO TIBAGI/PR**

PAULO HENRIQUE MARQUES DE CASTRO

**POTENCIAL DAS IMAGENS LANDSAT 8/OLI NA  
DETECÇÃO DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS  
NO RIO TIBAGI/PR**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, nível Doutorado, da Universidade Estadual de Londrina; como um dos requisitos necessários para a obtenção do título de Doutor.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Mirian Vizintim  
Fernandes Barros

Coorientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Adriana  
Castreghini de Freitas Pereira

**Londrina  
2017**

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Castro, Paulo Henrique Marques de Castro.

Potencial das imagens landsat 8/oli na detecção de componentes opticamente ativos no rio Tibagi/PR / Paulo Henrique Marques de Castro

Castro. - Londrina, 2017.

79 f. : il.

Orientador: Mirian Vizintim Fernandes Barros Barros.

Coorientador: Adriana Castreghini de Freitas Pereira Pereira.

Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Exatas, Programa de Pós-Graduação em Geografia, 2017.

Inclui bibliografia.

1. Monitoramento da qualidade da água - Tese. 2. Sensoriamento Remoto - Tese. 3. Imagens Orbitais Multiespectrais - Tese. 4. Clorofila-a - Tese. I. Barros, Mirian Vizintim Fernandes Barros. II. Pereira, Adriana Castreghini de Freitas Pereira. III. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Exatas. Programa de Pós-Graduação em Geografia. IV. Título.

PAULO HENRIQUE MARQUES DE CASTRO

**POTENCIAL DAS IMAGENS LANDSAT 8/OLI NA DETECÇÃO DE  
COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS NO RIO TIBAGI/PR**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, nível Doutorado, da Universidade Estadual de Londrina; como um dos requisitos necessários para a obtenção do título de Doutor.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Profª. Drª. Adriana Castreghini de Freitas  
Pereira  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

---

Prof.º Dr. Edson Fontes de Oliveira  
Universidade Federal Tecnológica do Paraná  
– UTFPR

---

Profª. Drª. Jaqueline Aparecida Raminelli  
Universidade Estadual de Londrina -UEL

---

Prof.º Dr. Pedro Rodolfo S. Vendrame  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

---

Profª. Drª. Renata Ribeiro Araújo  
Universidade Estadual Paulista -UNESP

Londrina, 22 de fevereiro de 2017.

*[...] Et la géographie, c'est exact, m'a beaucoup servi.  
Je savais reconnaître, du premier coup d'oeil, la Chine de l'Arizona.  
C'est très utile, si l'on est égaré pendant la nuit.*

***Antoine de Saint-Exupéry***

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família, principalmente aos meus pais Manoel e Maria de Lourdes, por todo apoio e incentivo e que, direta e indiretamente me proporcionaram condições de trilhar a carreira acadêmica.

Aos amigos verdadeiros que construí ao longo desta caminhada que se iniciou durante a graduação em Geografia.

À minha orientadora, Professora Doutora Mirian Vizintim Fernandes Barros, pessoa responsável pelo meu ingresso no Doutorado, por acreditar em meu potencial, por compartilhar seus conhecimentos, pelo incentivo e compreensão durante todo este período.

À minha coorientadora, Professora Doutora Adriana Castreghini de Freitas Pereira, pela árdua dedicação na consolidação do meu projeto de pesquisa da tese, pelo apoio, orientação, paciência e encorajamento em todos os momentos em que o desânimo falou mais alto.

À Professora Emilia Kiyomi Kuroda, do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Estadual de Londrina, pela parceria do Laboratório de Saneamento, onde foi realizada todas as análises laboratoriais de água. Aos alunos e estagiários do laboratório que se empenharam nas análises, em especial aos colegas Emily, Camila, José Carlos e Cássia, que participaram ativamente das coletas “*in situ*”, etapas extremamente exaustivas da pesquisa.

Ao Professor Doutor Edson Fontes da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, por toda orientação e também parceria na concessão de equipamentos.

À Professora Doutora Jaqueline Aparecida Raminelli do Departamento de Estatística da Universidade Estadual de Londrina, pela dedicação e ensinamentos durante a realização das análises estatísticas da pesquisa.

Aos meus colegas de trabalho do Colegiado de Geografia da Universidade Estadual do Norte do Paraná, pelos momentos de entusiasmo partilhados e pela compreensão em todos os momentos em que estive ausente.

À CAPES pela bolsa de doutorado, e ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Estadual de Londrina pela oportunidade de desenvolver essa pesquisa.

CASTRO, Paulo Henrique Marques de. **Potencial das imagens landsat 8/OLI na detecção de componentes opticamente ativos no rio tibagi/PR.** 2017. 79 fl. Tese (Doutorado em Geografia) -Universidade Estadual de Londrina, Londrina - PR, 2017.

## RESUMO

Os recentes avanços na tecnologia de sensoriamento remoto proporcionaram o desenvolvimento de sensores orbitais com diferentes características de resoluções e de potenciais em discriminar componentes da matéria, inclusive presentes na água. Atualmente, ainda não foi muito explorado a aplicação de imagens de sensores orbitais multiespectrais de média resolução espacial e espectral, em estudos da qualidade d'água, principalmente de ambientes aquáticos lóticos. A avaliação de componentes opticamente ativos (COAs) por sensoriamento remoto, pode ser continuamente aplicada para o monitoramento da qualidade da água, auxiliando no diagnóstico das condições ambientais de rios e lagos, e dar subsídios para a gestão destes. Diante disso, o objetivo geral deste trabalho foi avaliar a contribuição das imagens do satélite Landsat 8/OLI na detecção de COAs em ambientes lóticos e semilóticos do rio Tibagi, por meio da coleta de dados limnológicos atuais *"in situ"*, e da análise espectral orbital, buscando a construção de modelos empíricos para inferência da concentração e distribuição de COAs. Foram selecionadas duas áreas no rio Tibagi: a represa da UHE Mauá, e proximidades do ponto de captação d'água da Sanepar. O rio Tibagi é uma importante fonte de abastecimento de água, nasce nos municípios de Palmeira e Ponta Grossa, no centro do Estado do Paraná, e tem sua foz na margem esquerda do rio Paranapanema, na divisa com o Estado de São Paulo (SUDERHSA, 1992). A metodologia contempla a aquisição dos dados limnológicos simultaneamente à aquisição das imagens Landsat 8/OLI, e posterior correlação dos dados. Os modelos empíricos foram gerados a partir de regressão linear múltipla no *software* R. A pesquisa apresenta resultados de modelos empíricos para a estimativa de clorofila-*a*, total de sólidos em suspensão e turbidez, com aplicações em imagens Landsat 8/OLI. Os resultados obtidos em ambientes aquáticos lóticos apontam um potencial para estudos que empreguem imagens orbitais multiespectrais de alta resolução espacial, ou hiperespectrais para a detecção de COAs.

**Palavras-chave:** Monitoramento da qualidade da água. Sensoriamento remoto. Imagens orbitais multiespectrais. Clorofila-*a*.

CASTRO. Paulo Henrique Marques de. **Potential of landsat 8/OLI images in the detection of optically active constituents in the Tibagi/PR.** 2017. Tese (Doctorate in Geography) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina-PR, 2017.

### ABSTRACT

Recent advances in remote sensing technology have led to the development of orbital sensors with different characteristics of resolution and potential to discriminate components of matter, including in water. Currently, has not been much explored the application of multispectral images from orbital sensors with medium spectral and spatial resolution in studies of water quality, mainly in lotic aquatic environments. The evaluation of optically active constituents by remote sensing can be continuously applied to the monitoring of water quality, and help in the diagnosis of the environmental conditions of rivers and lakes, and to provide subsidies for their management. Therefore, the objective of this work was to evaluate the contribution of Landsat 8/OLI satellite imagery in the detection of optically active constituents in lotic and semilentic environments of the Tibagi River, by collecting current limnological data "*in situ*", and by orbital spectral analysis, seeking the construction of empirical models for inference of concentration and distribution of optically active constituents. To do so, two areas were selected on the Tibagi River: the dam of Mauá Hydroelectric Power Plant, and near the water catchment point of Sanepar. The Tibagi river is an important source of water supply, born in the municipalities of Palmeira and Ponta Grossa, in the center of the State of Paraná, and its mouth on the left bank of the Paranapanema River, on the border with the State of São Paulo (SUDERHSA, 1992). The methodology contemplates the acquisition of limnological data simultaneously to the acquisition of Landsat 8/OLI images, and subsequent correlation of the data. Empirical models were generated by multiple linear regression in software R. The research presents results of empirical models for the estimation of Chlorophyll-a, Total Solids in Suspension and Turbidity, with applications in Landsat 8/OLI images. The results obtained in lotic aquatic environments show a pointer to studies that use multispectral orbital images of high spatial resolution, or hyperspectral for the detection of optically active constituents.

**Key words:** Monitoring of water quality. Remote sensing. Multiespectral images. Chlorophyl-a.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

### INTRODUÇÃO

<b>Figura 1:</b> Fluxograma das etapas metodológicas para elaboração de modelos de inferência de COAs a partir da utilização de imagens Landsat 8/OLI.....	16
--	----

### ARTIGO 1: ESQUEMA AMOSTRAL PARA O MONITORAMENTO DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS NO RIO TIBAGI/PR, UTILIZANDO IMAGENS LANDSAT 8/OLI

<b>Figura 1:</b> Mapa de localização das áreas de estudo, dentre o trecho do rio Tibagi que compreende as proximidades do ponto de captação da Sanepar ao norte, e a UHE Mauá ao sul. ....	33
<b>Figura 2:</b> Diferentes composições coloridas dos canais R, G, B para a área de estudo. a) 3-2-1; b) 4-3-1; c) 5-4-1 d) 6-4-1; e) 6-5-1. ....	35
<b>Figura 3:</b> Variação do nível do corpo d'água entre os períodos de seca e cheia no rio Tibagi por meio de sobreposição de <i>layers</i> de classificação automática supervisionada das imagens.....	35
<b>Figura 4:</b> Classificação automática não-supervisionada do reservatório da UHE Mauá, gerada a partir das imagens Landsat 8/OLI de agosto de 2014 (período de seca), e janeiro de 2015 (período de cheia).....	36
<b>Figura 5:</b> Classificação automática não-supervisionada do rio Tibagi, gerada a partir das imagens Landsat 8/OLI de agosto de 2014 (período de seca), e janeiro de 2015 (período de cheia).....	37
<b>Figura 6:</b> Diagrama unifilar do trecho de 122 km no rio Tibagi, entre a UHE Mauá e o ponto de captação da Sanepar. ....	38
<b>Figura 7:</b> Mapa do esquema amostral de pontos utilizando imagem multiespectral do Landsat 8/OLI, no lago do reservatório da UHE Mauá, por meio de distribuição de Faixas Concêntricas.....	39
<b>Figura 8:</b> Esquema topobatimétrico compreendendo 110 km à jusante do reservatório da UHE Mauá. Fonte: STYMMULAB, 2009.....	40

**Figura 9:** Mapa do esquema amostral de pontos, utilizando imagem multiespectral do Landsat 8/OLI, nas proximidades do ponto de captação de água da Sanepar, por meio de distribuição de Margens Paralelas. ....41

**ARTIGO 2: MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES AQUÁTICOS LÓTICOS E SEMILÊNTOCOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI**

**Figura 1:** Localização dos pontos amostrais no ambiente lótico, nas proximidades do ponto de captação da Sanepar. ....50

**Figura 2:** Localização dos pontos amostrais no ambiente semilêntrico, na represa da UHE-Mauá.....50

**Figura 3:** Coleta das variáveis limnológicas no reservatório da UHE Mauá. Fonte: próprio autor, 2015.....51

**Figura 4:** Coleta das variáveis limnológicas com a Garrafa de Van Dorn, na profundidade de Secchi no reservatório da UHE Mauá. Fonte: próprio autor, 2015.....51

**Figura 5:** Fluxograma dos procedimentos estatísticos na construção de modelos empíricos utilizando o método de regressão múltipla .....55

**Figura 6:** Distribuição espacial da concentração de clorofila-*a*, estimada a partir da banda 7 e razão de bandas B4 e B3 da imagem Landsat 8/OLI de dezembro de 2015, para o Reservatório da UHE-Mauá, no rio Tibagi...59

**Figura 7:** Distribuição espacial da concentração de TSS, estimada a partir das bandas 7 e 9 da imagem Landsat 8/OLI de dezembro de 2015, para o Reservatório da UHE-Mauá, no rio Tibagi.....61

**Figura 8:** Distribuição espacial da concentração de turbidez, estimada a partir das bandas 1 e 7, e razão das bandas 5 e 4, da imagem Landsat 8/OLI de junho de 2016, para o Reservatório da UHE-Mauá, no rio Tibagi.....63

## LISTA DE TABELAS

### ARTIGO 1: ESQUEMA AMOSTRAL PARA O MONITORAMENTO DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS NO RIO TIBAGI/PR, UTILIZANDO IMAGENS LANDSAT 8/OLI

- Tabela 1** – Capacidade de sensoriamento remoto para medir operacionalmente parâmetros limnológicos.....30
- Tabela 2** – Características do satélite Landsat 8/OLI.....34

### ARTIGO 2: MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES AQUÁTICOS LÓTICOS E SEMILÊNTICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

- Tabela 1** – Datas das coletas de parâmetros limnológicos “*in situ*” e dados de precipitação.....49
- Tabela 2** – Métodos e equipamentos utilizados para a obtenção dos parâmetros limnológicos “*in situ*”.....52
- Tabela 3** – Imagens do satélite Landsat 8/OLI utilizadas para extração dos valores espectrais .....52
- Tabela 4** – Características espectrais dos instrumentos imageadores OLI e TIRS do satélite Landsat 8. ....54
- Tabela 5** – Parâmetros dos modelos empíricos para inferência de clorofila-a nas proximidades do ponto de captação da Sanepar .....58
- Tabela 6** – Parâmetros do modelo empírico para inferência de clorofila-a na represa da UHE-Mauá.....59
- Tabela 7** – Parâmetros do modelo empírico para inferência de TSS na represa da UHE-Mauá.....60
- Tabela 8** – Parâmetros do modelo empírico para inferência de turbidez na represa da UHE-Mauá.....62

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	11
<b>2 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	18
2.1 Sensoriamento Remoto de Ambientes Aquáticos.....	18
2.2 Aplicações de imagens multiespectrais orbitais em ambientes aquáticos e o satélite Lansat 8/OLI.....	23
<b>ESQUEMA AMOSTRAL PARA O MONITORAMENTO DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS NO RIO TIBAGI/PR, UTILIZANDO IMAGENS LANDSAT 8/OLI</b> .....	27
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	43
<b>MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES AQUÁTICOS LÓTICOS E SEMILÊNTICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI</b> .....	46
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	64
<b>CONCLUSÕES</b> .....	68
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	71

## 1 INTRODUÇÃO

É notável como a questão da qualidade e escassez da água no planeta tem ganhado destaque em pesquisas científicas, e demais publicações com conotação de alerta e de conscientização. Especialistas apontam que a crise da água no século XXI é muito mais de gerenciamento do que uma crise real de escassez e estresse hídrico (HOEKSTRA & MEKONNEN, 2012). Entretanto, existem pesquisas como de Elliott et al., (2014); Rulli et al., (2013), que apontam que é um misto de problemas ambientais com agravantes relacionados à economia e ao desenvolvimento social.

Tundisi et al. (2008), destacam alguns fatores da crise hídrica no amplo contexto social, econômico e ambiental do século XXI, entre eles a intensa urbanização, ampliando a demanda pela água, e também aumentando a descarga de agentes contaminantes. Esse conjunto de problemas está relacionado à quantidade e qualidade da água, e, em respostas a essas causas, há interferências na saúde pública, com deterioração da qualidade de vida e do desenvolvimento econômico e social em dimensões de âmbito local, regional e global.

Tendo em vista essa situação, quais são as abordagens, programas e projetos que podem promover alteração na gestão das águas, no preparo e aplicação de soluções criativas e de custo adequado? Esta pesquisa busca contribuir com tal resposta, na perspectiva de metodologias para solução e prioridades. A hipótese é de que as imagens multiespectrais de média resolução, como as do satélite Landsat 8/OLI, possuem potencial em detectar componentes opticamente ativos (COAs) presentes na água. A utilização de uma metodologia que empregue estes tipos de imagens orbitais para a estimativa de concentração de COAs otimiza o tempo de análise, e reduz drasticamente os custos operacionais para o monitoramento de alguns parâmetros indicativos da qualidade d'água, como, clorofila-a, total de sólidos em suspensão e turbidez.

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 componentes opticamente ativos (RUDORFF, 2006; JENSEN, 2009).

O Brasil é um país cujo potencial hídrico estimula a implantação de reservatórios para suprir as necessidades de abastecimento d'água para fins diversos. Porém, a construção de barragens, provoca abruptas alterações nos regimes dos rios e consideráveis desequilíbrios na estrutura físico-química e hidrobiológica do meio aquático, podendo gerar significativos impactos ambientais, muitas vezes negativos, a montante e a jusante do barramento (BASTOS, 1998). O rio Tibagi se enquadra neste cenário, além de fonte para abastecimento d'água, recentemente passou por significativas alterações para a construção da Usina Hidrelétrica de Mauá (UHE Mauá). A usina está situada logo a montante do local denominado Salto Mauá, nos municípios de Telêmaco Borba e Ortigueira, no Estado do Paraná. Sua construção teve início no ano de 2008 e foi inaugurada em 2012. É controlada pelo Consórcio Energético Cruzeiro do Sul, com participação societária de 51% da Copel e 49% da Eletrosul. É a 6ª maior hidrelétrica em potência instalada em território paranaense, ficando atrás apenas das cinco usinas localizadas no rio Iguaçu.

O rio Tibagi tem apresentado ao longo dos anos, a sua capacidade de assimilação e diluição extrapolada pelo despejo de cargas domésticas, industriais e agrícolas, estando mais suscetível aos processos de eutrofização (IAP, 2012). No caso da qualidade da água em reservatórios, esta ainda depende de vários outros processos, os quais estão relacionados com as características morfológicas dos sistemas, com os mecanismos de circulação e estratificação térmica e química, com as relações entre as profundidades das zonas eufóticas (região iluminada), afótica (região escura) e máxima, com o tempo de residência da água e as interações sedimento/água; que são também, por sua vez, reguladas pelo grau de oxigênio da coluna d'água e pelo potencial de oxidação de sedimento (TUNDISI, 2008). Sendo assim, o monitoramento do rio Tibagi pautado em uma metodologia para estimativa de COAs por sensoriamento remoto, não busca anular a realização de análises laboratoriais tradicionais para o diagnóstico da qualidade d'água, mas sim, promover uma possibilidade de monitoramento mais acessível em relação aos custos operacionais e com maior periodicidade.

No Estado do Paraná o abastecimento de água, de coleta e tratamento de esgotos sanitários desde 1.973, são prestados pela Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar, por meio de Contrato de Concessão de Serviços Públicos. Anteriormente, os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário eram executados pelo SAS – Serviço Autárquico de Saneamento ligado a Prefeitura Municipal. O sistema de abastecimento de água do município de Londrina, por exemplo, atende 100% da população urbana com rede de distribuição de água, contando com dois sistemas produtores com captação superficial, sendo um deles do rio Tibagi, e 7 poços profundos na sede municipal. A vazão total de captação é de aproximadamente 7.545 m<sup>3</sup>/h, sendo a do rio Tibagi a mais expressiva, representando em média 4.500,00 m<sup>3</sup>/h do total (PMSB, 2008). Diante disto, um fator a ser considerado com relação à preservação da qualidade dos mananciais, é o risco de contaminação da água no ponto de captação da Sanepar localizado no rio Tibagi, uma vez que, a grande área de contribuição da bacia hidrográfica a montante deste ponto, aumenta este risco de interferência na qualidade da água.

A existência de várias agências públicas e privadas coletando dados sobre a qualidade e quantidade de água cria um problema adicional para a gestão, que é a ausência de protocolos unificados no tocante às metodologias de coleta e análise de dados, o que na maioria das vezes torna difícil sua assimilação e análise visando à gestão dos recursos hídricos. É nesse contexto que a tecnologia de sensoriamento remoto se insere como fonte de informação a ser integrada às convencionais. Embora esteja disponível e seja amplamente utilizada em vários campos do conhecimento, como é o caso da gestão da produção agrícola, previsão meteorológica, sistemas de alerta de fogo e de desflorestamento, quando comparado seu uso pela comunidade gestora de recursos hídricos, é ainda insipiente (NOVO, 2007).

O monitoramento da qualidade da água, principalmente em áreas de abastecimento, faz-se necessário uma vez que existe o potencial risco à saúde. As alterações hidrodinâmicas decorrentes da construção de reservatórios, associado ao crescimento populacional em grandes centros urbanos, podem conduzir a modificações nas características físicas, químicas e biológicas dos sistemas aquáticos, que pode favorecer, por exemplo, o crescimento acelerado de organismos fitoplanctônicos, e interferir em demais fatores condicionantes à qualidade da água.

A utilização de técnicas de sensoriamento remoto auxiliam no monitoramento e estudo da dinâmica das florações e de demais COAs, como os sólidos em suspensão. Os produtos gerados a partir do sensoriamento remoto podem fornecer uma visão sinótica do ambiente, adquirindo informações multitemporais em diversas escalas. Já é conhecida diversas pesquisas que utilizam produtos de sensoriamento remoto na construção de modelos empíricos para a estimativa de COAs, como as realizadas por; Barbosa (2005); Ennes (2008) e Pereira (2008). No entanto, a grande maioria se restringe a estudos de ambientes aquáticos lênticos e na utilização de produtos de sensores remotos de alta resolução. Os ambientes aquáticos lóticos tendem a ser mais dinâmicos e com velocidade do fluxo d'água maior, o que dificulta a detecção de COAs por satélites orbitais.

Esta pesquisa, por meio de análise espectral orbital e da coleta de dados limnológicos *"in situ"*, propôs a construção de modelos empíricos para a estimativa da concentração de COAs de ambientes lóticos e semilênticos do rio Tibagi, utilizando imagens do satélite Landsat 8/OLI, de média resolução. Os modelos são gerados a partir de duas áreas: nas proximidades do ponto de captação de água da Sanepar em Londrina/PR, correspondente a um ambiente lótico, e no reservatório da UHE Mauá, correspondente a um ambiente semilêntico. Tendo ainda como objetivos específicos:

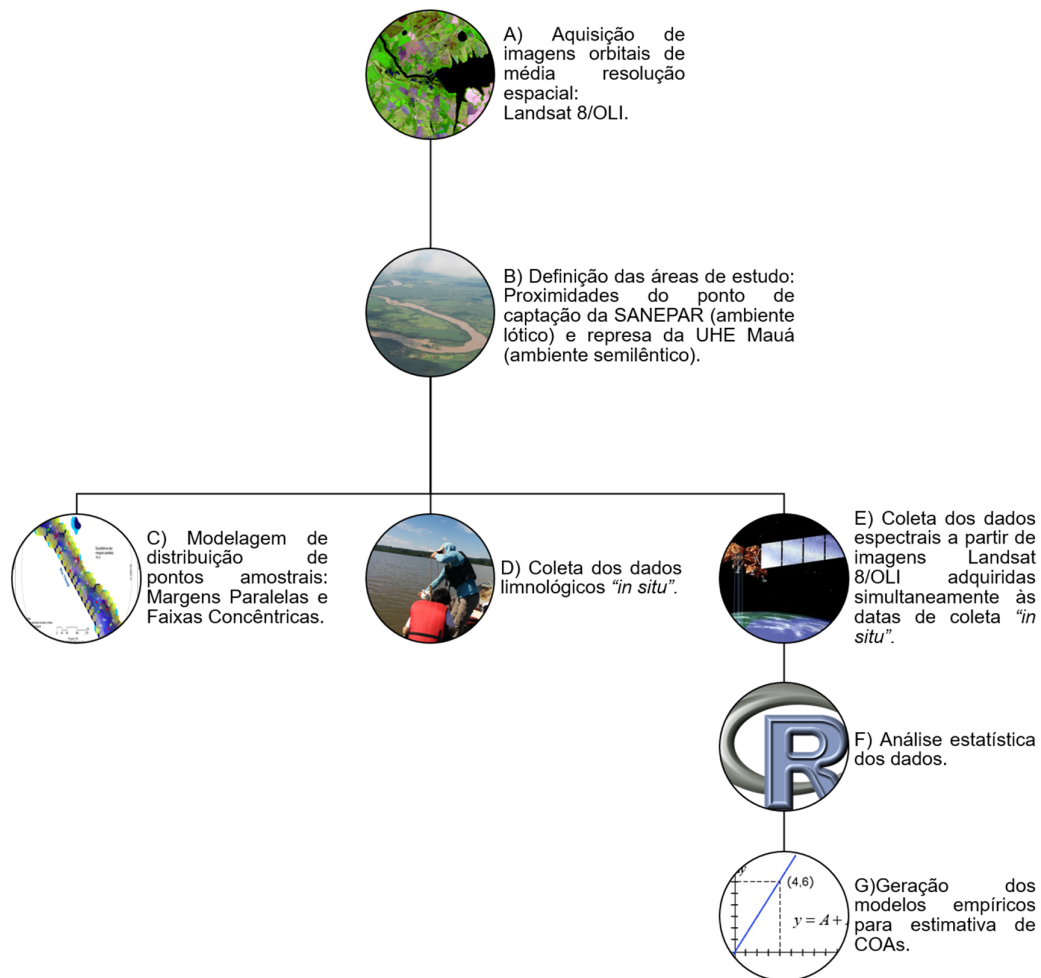
- Construir modelos amostrais de distribuição de pontos não aleatórios para coleta de dados limnológicos *"in situ"* e correlaciona-los com dados espectrais orbitais;
- Avaliar o potencial das imagens Landsat 8/OLI na detecção de COAs em ambientes aquáticos lóticos e semilênticos;
- Gerar modelos empíricos para estimativa de COAs que possam, com baixo custo operacional, promover o monitoramento contínuo de suas concentrações no rio Tibagi, utilizando imagens orbitais multiespectrais de média resolução espacial e espectral.

A pesquisa está estruturada inicialmente na apresentação de um referencial teórico acerca de sensoriamento remoto de ambientes aquáticos, estudos realizados com imagens orbitais, e sobre o satélite Landsat 8/OLI, no sentido de

contextualizar a proposta metodológica da tese. Os resultados da pesquisa estão dispostos em dois artigos científicos:

- 1. ESQUEMA AMOSTRAL PARA O MONITORAMENTO DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS NO RIO TIBAGI/PR, UTILIZANDO IMAGENS LANDSAT 8/OLI:** que apresenta o processo de construção do esquema amostral de distribuição de pontos não aleatórios, para aquisição dos dados limnológicos e espectrais no ambiente lótico e semilêntico;
- 2. MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES AQUÁTICOS LÓTICOS E SEMILÊNTICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI:** que apresenta os modelos empíricos gerados para a estimativa de COAs a partir da utilização de imagens multiespectrais de média resolução do satélite Landsat 8/OLI.

Para melhor compreensão da tese, as etapas da pesquisa que envolvem os resultados dos dois artigos, estão representadas no fluxograma da Figura 1:



**Figura 1:** Fluxograma das etapas metodológicas para elaboração de modelos de inferência de COAs a partir da utilização de imagens Landsat 8/OLI.

Um dos desafios iniciais posto à pesquisa, foi a elaboração de uma metodologia de distribuição dos pontos amostrais das variáveis limnológicas e espectrais, principalmente do ambiente aquático lótico. O rio Tibagi nas proximidades do ponto de captação da Sanepar apresenta forte correnteza, e um canal mais estreito quando comparado à estabilidade da represa da UHE Mauá. Os critérios estabelecidos para as etapas de A a C (Figura 1) são apresentados nos resultados do primeiro artigo que compõe a tese.

A construção e avaliação dos modelos empíricos gerados para a estimativa de COAs nas duas áreas do rio Tibagi, etapas de D a G (Figura 1) são apresentados nos resultados do segundo artigo. Por fim, nas conclusões é discutido a avaliação dos procedimentos como um todo.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Sensoriamento Remoto de Ambientes Aquáticos

O sensoriamento remoto tornou-se uma importante fonte de informação ao fornecer dados que permite analisar mudanças em diferentes tipos de recursos terrestres, inclusive a água. Exemplos de estudos que utilizam sensores e Sistemas de Informação Geográfica (SIG) para diversas aplicações em relação aos recursos hídricos, incluem a avaliação do risco/perigo de inundações: Dewan et al., (2007); Ji et al., (2009); Proud et al., (2011), mudanças em águas superficiais: Gardelle et al., (2009); Haas et al., (2009); Prigent et al., (2012), avaliação da qualidade da água e monitoramento: Guttler et al., (2013); He et al., (2012); Novoa et al., (2012) e epidemiologia das doenças relacionadas com a água: Charoenpanianet & Chen (2008), Dambach et al., (2012), Lacaux et al., (2007).

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 componentes opticamente ativos (COAs) (RUDORFF et al., 2005; JENSEN, 2009). Os estudos do comportamento espectral da água concentram-se, principalmente, na faixa espectral correspondente a radiação fotossinteticamente ativa, entre 350 e 700 nm. Nessa região visível do espectro ocorre a maioria das interações entre os COAs e a radiação eletromagnética (LIMA et al., 2013).

Os reservatórios são alvos frequentes dessas pesquisas devido a sua multiplicidade de usos como o abastecimento público, hidroeletricidade, tanques-redes, controle de inundações, captação para irrigação de lavouras, entre outros (BAPTISTA et al, 2001). De uma maneira geral estes ambientes aquáticos têm seu funcionamento em uma posição intermediária entre rio e lago, e podem ser divididos em três zonas (rio, transição e lago) que se diferenciam por suas características limnológicas (KIMMEL et al., 1990). Algumas variáveis limnológicas podem agir como

componentes opticamente ativos influenciando na penetração da luz na coluna d'água, pelos processos de absorção, reflexão e espalhamento da radiação eletromagnética. A partir de tecnologias de sensoriamento remoto é possível observar características espectrais decorrentes dessas interações da radiação eletromagnética com a água e seus componentes opticamente ativos em uma visão sinótica do ambiente, muitas vezes podendo determinar compartimentos aquáticos com características distintas, como as zonas de rio, transição e lago (CASSOL et al. 2013).

Em relação a capacidade do sensoriamento remoto para medir operacionalmente parâmetros limnológicos, pode-se destacar os sólidos em suspensão, turbidez, transparência, fitoplâncton e temperatura da água (NOVO, 2007). Dentre os COAs, a turbidez da água é a medida de sua capacidade em dispersar a radiação. Os principais responsáveis pela turbidez em ambientes aquáticos são as partículas suspensas (bactérias, fitoplâncton, detritos orgânicos e inorgânicos) e em menor proporção os compostos dissolvidos (ESTEVES, 1998). A turbidez pode atenuar a penetração da luz solar na coluna d'água, reduzindo sua transparência, prejudicando a fotossíntese das algas e plantas aquáticas submersas (WETZEL, 2001).

A transparência da água é a medida da profundidade de desaparecimento visual do disco de Secchi na coluna d'água, e corresponde a aproximadamente 10% da radiação incidente na superfície da água (WETZEL, 2001). A profundidade de Secchi é amplamente utilizada por limnólogos para estimar a atenuação da radiação solar nos ambientes aquáticos, devido à presença ou ausência de partículas e substâncias na água que interagem com a radiação eletromagnética. Determinados ambientes aquáticos podem apresentar elevada concentração de sólidos totais em suspensão, no entanto as atividades humanas sejam elas agrícolas ou urbanas podem aumentar suas concentrações (DOODS, 2002). Dentre os componentes dos sólidos suspensos estão os sedimentos de origem inorgânica na fração argila, silte e areia, ou ainda de origem orgânica como as bactérias, algas, zooplâncton (ESTEVES, 1998).

As clorofíceas estão entre os grupos fitoplanctônicos com maior ocorrência em águas continentais, sendo comum sua maior abundância e riqueza em relação aos demais grupos de microalgas (DA SILVA et al. 2008). A clorofila-a é a mais comum das clorofilas e representa, aproximadamente, de 1 a 2% do peso seco

do material orgânico em todas as algas planctônicas, constituindo um indicador de biomassa algal (SCHRÖDER, 1991). Como fitoplâncton é um dos primeiros grupos a assimilar cargas de nutrientes e, portanto, a refletir alterações ambientais; a clorofila-*a* é considerada uma das principais variáveis indicadoras de estado trófico dos ambientes aquáticos. O limite da concentração de clorofila preconizado pela Resolução CONAMA 357/2005 é de até 30 µg/L para águas classe 2, a qual se enquadra o rio Tibagi.

As águas doces, salobras e salinas do território nacional brasileiro são classificadas, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em treze classes de qualidade. O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), diante da Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, alterada parcialmente pela Resolução 410/2009 e 430/2011, estabeleceu critérios sobre a classificação dos corpos de água superficiais e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como as condições e padrões de lançamento de efluentes. A classificação reúne uma série de definições com base na aptidão natural dos cursos d'água, observando a sua qualidade, capacidade, entre outras características específicas. De acordo com a Resolução 357/2005, os rios de classe 2 consistem em águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme a resolução CONAMA 274/2000; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e à aquicultura e à atividade de pesca.

A clorofila-*a*, em geral, apresenta faixas de absorção no azul (400-500 nm) e, especialmente no vermelho (580-700 nm), enquanto que os picos de reflectância ocorrem na região do verde (515-600 nm), devido ao espalhamento celular das algas (LONDE, 2008; CANNIZZARO & CARDER, 2006), e em torno de 690 a 700 nm, causado pela interação do espalhamento celular e do mínimo de absorção por água. Estas características espectrais da clorofila-*a* em ambientes aquáticos permitem estimar sua concentração utilizando-se medidas radiométricas tanto "*in situ*" como por satélites orbitais através da detecção da radiância emergente da coluna d'água, denominada radiância volumétrica de subsuperfície (JENSEN, 2009).

As medidas da temperatura da água por sensoriamento remoto são realizadas com sensores que detectam radiação termal (3-5 e 8-14  $\mu\text{m}$ ) emitida pela camada milimétrica (0.1 mm) da superfície da água. Segundo Robinson, (2004); a temperatura é mais representativa quando a coluna d'água é suficientemente misturada, sem formação de gradientes térmicos com a profundidade. A temperatura da água é influenciada pela latitude, altitude, sazonalidade, hora do dia, circulação de ar, nebulosidade, correntes hidrodinâmicas e profundidade do corpo da água. Por sua vez, esta variável afeta os processos físicos, químicos e biológicos inerentes do ecossistema aquático, além da concentração de variáveis termodependentes, como oxigênio dissolvido.

Outros fatores em sensoriamento remoto podem influenciar nas medidas da temperatura como, a emissividade, absorção atmosférica, reflexão e as características da superfície (SMITH & REYNOLDS, 1998). A emissividade descreve as propriedades de absorção e emissão da superfície da água e é expressa como uma razão da emitância da superfície da água a uma dada temperatura e aquela de um corpo negro a mesma temperatura (AVERY & BERLIN, 1992). Devido a água ter uma emissividade próxima a 1 e alta inércia termal, é relativamente fácil obter medidas acuradas de temperatura. Os efeitos da atmosfera podem ser corrigidos tendo como base o conteúdo de vapor de água e transmissão ao longo da trajetória do sensor ao alvo, mas as reflexões podem complicar as medidas precisas de temperatura, porque os sensores termais medem radiação de onda longa emitida e refletida pela superfície da água.

Estudos mais recentes utilizam sensores hiperespectrais acoplados em aeronaves pequenas que podem coletar imagens da superfície com alta resolução espacial e espectral. Tais sistemas aéreos estão disponíveis há mais de duas décadas e têm sido usados para exploração mineralógica, por exemplo, Abrams et al., (1977); Clark et al., (1990); Goetz & Srivastava (1985); bem como para determinar o tipo e a condição da vegetação para fins de qualidade ambiental, silvicultura e agricultura por exemplo, Carroll et al., (2008); Haboudane et al., (2002); Gitelson et al., (1993); Wessman et al., (1988). Várias publicações descreveram a aplicação de tais sistemas para medir as condições de qualidade da água em lagos Moses et al., (2009); Chipman et al., (2009); Ammenberg et al., (2002); Hakvoort et al., (2002) e Hoogenboom et al., (1998), mas apenas algumas publicações, por exemplo, Shafique

et al., (2003) e Senay et al., (2001) se concentraram em sistemas fluviais potencialmente mais complexos.

O fitoplâncton, sólidos suspensos, a turbidez ou combinações destes componentes podem dominar as propriedades ópticas dos rios, dependendo das condições da bacia hidrográfica e do fluxo (OLMANSON et al., 2013). Em estudos já realizados fortes relações foram encontradas entre concentrações de COAs s e dados de reflectância. Pereira (2008), gerou modelos empíricos de inferência de total de sólidos em suspensão, turbidez, condutividade elétrica e profundidade de Secchi para o Reservatório de Itupararanga-SP, com a utilização de imagens multiespectrais do satélite Ikonos e de dados espectrais medidos em campo. Barbosa (2005), trabalhou com o sensoriamento remoto da dinâmica da circulação da água do sistema Planície de Curai/Rio Amazonas, encontrando resultados significativos, principalmente na detecção de fitoplâncton e sólidos suspensos.

Frente aos avanços ocorridos na tecnologia de sensoriamento remoto, a diversidade de sensores em órbita está proporcionando a imagem e o envio de informações ambientais da superfície terrestre com as mais variadas resoluções espaciais, espectrais e temporais. Algumas agências espaciais coletoras de dados de sensoriamento remoto mostram um interesse crescente em tornar essas informações úteis e disponíveis de maneira mais acessível à sociedade científica e em geral. A série de satélites Landsat é um exemplo disto, desde a década de 1970 o programa continua em atividade até hoje, o que significa mais de 40 anos contribuindo para a evolução das técnicas de sensoriamento remoto.

No momento, o mais recente satélite da série é o Landsat 8, lançado no ano de 2013. Dentre as vantagens da série estão: a rápida disponibilidade dos dados para a maior parte do mundo; baixo custo em aplicações à pesquisas; cobertura multiespectral repetitiva; distorção mínima das imagens. O longo período de operação da série permite estudos em diferentes escalas temporais, e tem sido muito requisitada para atuar diretamente em pesquisas de recursos naturais, incluindo a água. Deste modo, o Landsat 8 abre perspectivas para novos estudos relacionados ao sensoriamento remoto de ambientes aquáticos, a partir dos avanços e inovações, principalmente com o sensor *Operational Land Imager* (OLI).

## 2.2 Aplicações de imagens multiespectrais orbitais em ambientes aquáticos e o satélite Lansat 8/OLI

As imagens de satélite são amostras da energia eletromagnética, após a interação com a atmosfera e a superfície terrestre, captadas por determinado sensor (PARANHOS FILHO et al., 2008). Estas são constituídas de pixels compostos por números digitais (NDs), sendo formados após a interação da radiação eletromagnética (REM) com o alvo, que emite valores espectrais no mesmo comprimento de onda incidente detectado pelo sensor remoto (JENSEN, 2009).

Sensores de satélites orbitais de resolução espacial, temporal e espectral variável têm sido utilizados para extrair e analisar informações sobre águas superficiais. Os satélites Landsat estão entre os sensores ópticos mais utilizados em estudos sobre água superficial, entre outras pesquisas ambientais. O uso desses dados de sensoriamento remoto não estão restritos apenas à classificação dos tipos de uso e cobertura da terra, mas também em propostas de combinações de vários métodos para melhorar a precisão da extração de dados da água. São exemplos, Jiang et al., (2012); Sun et al., (2012); Verpoorter et al., (2012) e Sheng et al., (2008).

Desde a década de 1980, o sensoriamento remoto por satélite representa uma oportunidade para a visualização sinóptica e multitemporal da qualidade da água dos lagos (LINDELL et al, 1999; RITCHIE et al, 1990; LATHROP, 1992). Em geral, essas aplicações requerem sensores que operam nos comprimentos de onda do visível e infravermelho próximo (BUKATA et al., 2001), com sensibilidade radiométrica e resolução espacial/temporal adequadas para capturar os processos hidrológicos e limnológicos em estudo (BRANDO & DEKKER, 2003). A maior parte dos trabalhos tem sido realizados com a última geração de sensores de cor do oceano MODIS e MERIS e com *Thematic Mapper* (TM) - um sensor de observação da Terra da série Landsat. Os métodos mais comuns para estimar a qualidade da água por meio destes sensores foram recentemente revisados por Odermatt et al., (2012). Eles forneceram uma visão abrangente dos algoritmos de componentes opticamente ativos em águas costeiras e de lagos.

O sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), a bordo das naves espaciais Terra e Aqua (um sistema internacional de observação da Terra centrado na NASA), fornece imagens de 12 bits em 36 bandas, variando de

0,4 a 14,4  $\mu\text{m}$ . O MODIS está operando desde 1999 (2002 para o MODIS a bordo da Aqua), observando toda a superfície da Terra a cada dois dias. Dentro de uma faixa de varredura de 2.330 km, o sensor adquire dados em três resoluções espaciais (250 m, 500 m e 1 km). Em particular, dados com resolução de 1 km têm sido utilizados em muitos estudos para avaliar as concentrações de parâmetros de qualidade da água em lagos, por exemplo, Horion et al., (2010); Hu et al., (2010) e Chang et al., (2009); usaram o MODIS para monitorar o fitoplâncton no Lago Okeechobee (EUA), no Lago Tanganyika (Rift Oriental da África) e no Lago Taihu (PRC), respectivamente; Kaba et al., (2014); e Zhang et al., (2010), avaliaram partículas em suspensão no Lago Tana (Etiópia) e no Lago Taihu, respectivamente, a partir de séries temporais MODIS.

O sensor MERIS (*Medium Resolution Imaging Spectrometer*) fornece imagens de 12 bits, em 15 bandas (de 0,4 a 1,04  $\mu\text{m}$ ). O MERIS fazia parte da carga essencial do instrumento da missão ESA Envisat-1, que funcionou de 2002 a 2012. Com uma resolução espacial de 300 m, que ofereceu assim melhores possibilidades de monitoramento de lagos de pequeno a médio porte, os 10 anos de registro de imagens MERIS tem sido amplamente utilizados para avaliar a qualidade da água em muitos lagos. São exemplos, Giardino et al., (2014); Odermatt et al., (2012) e Bresciani et al., (2011) nos lagos peri-alpinos europeus; Matthews, (2014); em águas interiores sul-africanas; Ali et al., (2014) e Binding et al., (2013) nos lagos da América do Norte.

O mais longo registro temporal de imagens de satélite para estudos de ambientes aquáticos foi fornecido pelo programa Landsat. Os dados do Landsat tem sido adquiridos rotineiramente por mais de 40 anos: começando com o Landsat 4 TM (lançado em 1982) e agora em andamento com o Landsat 8/OLI, lançado em 2013. Embora o sensor TM mostre menor sensibilidade radiométrica e maior largura de banda se comparado aos sensores MODIS E MERIS, sua resolução espacial de 30 m (combinada com um tempo de revisita de 16 dias) tornou o sensor atrativo para estudos de lagos, por exemplo, Verpoorter et al., (2014) utilizou imagens do Landsat para produzir um inventário global de lagos: contém informações geográficas e morfométricas para aproximadamente 117 milhões de lagos com uma superfície superior a 0,01  $\text{km}^2$ .

Estudos sobre a qualidade da água de lagos utilizando Landsat também tem sido aplicados em todo o mundo, como por exemplo, na Europa - Giardino et al., (2010); Brivio et al., (2001), na América do Norte - Torbick et al., (2013);

Brezonik et al., (2005), na África - Tebbs et al., (2013). As análises multitemporais com imagens Landsat foram realizadas por Dekker et al., (2005), para a detecção da mudança de cobertura bentônica em um lago australiano de maré rasa e por Lobo et al., (2014), para mapeamento dos sólidos totais suspensos do Rio Tapajós (Brasil) de 1973 a 2013. Pahlevan et al., (2014), observou como o projeto melhorado do sensor OLI (com respeito aos sensores prévios a bordo do Landsat) é de fato muito promissor para estudos de águas interiores.

O satélite Landsat 8 traz alguns avanços, com dois novos sensores: o sensor espectral OLI e o sensor termal TIRS, as melhoras na resolução espectral são muito positivas. Foram adicionadas duas bandas espectrais: a *new coastal* (banda 1), projetada especificamente para os recursos hídricos e investigação da zona costeira, e um novo canal de infravermelho (banda 9), para a detecção de nuvens cirros. Tais adições provocaram mudanças nos intervalos dentro do espectro dos canais de todas as bandas. Há também uma nova banda de Garantia de Qualidade (Banda QA), que fornece informações sobre a presença de nuvens, água e neve. A partir do sensor termal TIRS, foram criadas duas bandas espectrais para o comprimento de onda antes coberto por uma única banda nos sensores TM e ETM (USGS, 2015).

Outra inovação importante foi quanto à resolução radiométrica. Os sensores OLI e TIRS proporcionam um melhor desempenho radiométrico, quantificado em uma faixa dinâmica de 16 bits. Essa melhoria (uma vez que as imagens anteriores possuíam 8 bits) possibilita uma maior caracterização de alvos da imagem, e podem contribuir bastante para a diminuição do efeito de sombras. Em relação à resolução espacial, esta foi a única com poucas inovações em relação às imagens das séries anteriores. As bandas 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, e 9 possuem uma resolução de 30 metros; as bandas termais 10 e 11 possuem uma resolução de 100 metros; e a banda 8 (pancromática) possui uma resolução de 15 metros (USGS, 2015).

Finalmente, estudos em menor escala de sensoriamento remoto de ambientes aquáticos têm sido baseados em sensores de satélite de resolução espacial superior (por exemplo, QuickBird, Ikonos, WorldView-2). Embora se saiba que esses sensores possuem uma relação sinal/ruído inferior em relação ao MODIS e MERIS (CHANG et al., 2007), e não são completamente adequados em

sensoriamento remoto aquático, sua alta resolução espacial torna esses sensores muito atrativos em áreas espaciais heterogêneas (LEE et al., 2013). Em particular, muitos estudos como Su et al., (2014) e (2008); Paringit & Nadaoka (2012); Lyons et al., (2011); Vahtmäe & Kutser (2007), mostraram como esses sensores são adequados para o mapeamento de propriedades de fundo e profundidade se estiverem disponíveis dados “*in situ*” para calibrar os algoritmos.

# ESQUEMA AMOSTRAL PARA O MONITORAMENTO DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS NO RIO TIBAGI/PR, UTILIZANDO IMAGENS LANDSAT 8/OLI

## *Sample Scheme for Monitoring of Optically Active Constituents in the Tibagi River, Using Landsat 8/OLI Images*

### RESUMO

Tem-se observado alterações na hidrodinâmica do rio Tibagi/PR decorrentes da construção de reservatórios na bacia hidrográfica, associadas ao expressivo crescimento populacional da região nas últimas décadas, o que motivou a proposta da presente pesquisa, que é a de gerar um modelo amostral para o monitoramento da qualidade da água em ambientes lóticos e semilênticos no rio Tibagi, utilizando imagens multiespectrais do satélite Landsat 8/OLI. Pesquisas limnológicas tradicionais tendem a levantar pontos amostrais, muitas vezes, insuficientes para análises mais robustas de correlações entre os parâmetros de qualidade da água. Nesse sentido, são apresentados dois esquemas de delineamento amostral para a definição dos pontos de coleta *"in situ"*, pautados na técnica de amostragem sistemática alinhada com posterior estratificação. Tal estratificação foi realizada a partir de uma análise temporal das imagens multiespectrais disponíveis para a área de estudo, no sentido de caracterizar o comportamento espectral da água da represa estudada, considerando dois períodos representativos de sua dinâmica: seca e cheia, baseado em Pereira (2015) e Pereira et al., (2010). Para o delineamento amostral do ambiente aquático semilêntico é indicada a aplicação de Faixas Concêntricas, e para o ambiente aquático lótico, Margens Paralelas; ambos pautados em *buffers* com equidistâncias previamente estabelecidas. Ao final os pontos foram realocados conforme a resposta espectral do corpo d'água, realizado a partir da análise temporal. O esquema amostral pretende contribuir para o atual monitoramento da qualidade da água das áreas de estudo, frente às recentes interferências dos impactos negativos pós a construção e operacionalização da Usina Hidrelétrica de Mauá localizada no rio Tibagi, entre os municípios de Ortigueira e Telêmaco Borba, no Estado do Paraná, apresentando-se como uma alternativa metodológica para o monitoramento das águas desse ambiente, com redução de custos e otimização de tempo. O delineamento amostral gerado para o ambiente aquático semilêntico apresentou vinte e quatro pontos, e para o ambiente aquático lótico, vinte pontos. Os dados limnológicos foram coletados *"in situ"* para cada ponto definido pelos dois esquemas amostrais usando receptores GPS, garantindo a fidelidade e posicionamento dos dados medidos e coletados.

**Palavras chaves:** qualidade da água; sensoriamento remoto; ambientes aquáticos lóticos; represas.

## ABSTRACT

Changes in hydrography of the Tibagi/PR river have been observed due to the construction of reservoirs in the hydrographic basin, associated with the significant population growth of the region in the last decades, which motivated the proposal of this research, generate a sample model for the monitoring of water quality in lotic and semilentic environments in the Tibagi river, using multispectral images from Landsat 8/OLI satellite. Traditional limnological surveys tend to raise sample points, often insufficient for more robust analyzes of correlations between water quality parameters. Two sampling schemes are presented for the definition of collection points *"in situ"*, based on the systematic sampling technique aligned with subsequent stratification. This stratification was carried out from a temporal analysis of the multispectral images available for the study area, in order to characterize the spectral behavior of the water of the dam studied, considering two periods representative of its dynamic: dry and full, based on PEREIRA (2015) and PEREIRA et al., (2010). For the sampling design of the semilentic aquatic environment the application of Concentric Bands is indicated, and for the lotic aquatic environment, Parallel Bands; both based on buffers with previously established equidistances. At the end the points were reallocated according to the spectral response of the body of water, carried out from the temporal analysis. The sample scheme intends to contribute to the current monitoring of the water quality of the study areas, in view of the recent interferences of the negative impacts after the construction and operation of the Mauá Hydroelectric Power Plant located in the Tibagi river, between the municipalities of Ortigueira and Telemaco Borba, in the State of Paraná, presenting itself as a methodological alternative for the monitoring of the waters of this environment, with reduction of costs and optimization of collection time. The final sampling design yielded twenty-four points for the semilentic aquatic environment and twenty points for the lotic aquatic environment. Limnological data were collected *"in situ"* for each point defined by the two sampling schemes using GPS receivers, ensuring the accuracy and positioning of the measured and collected data.

**Keywords:** water quality; remote sensing; lotic environments, dams.

## 1. INTRODUÇÃO

Um dos principais interesses científicos na utilização 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 componentes opticamente ativos (COAs) (RUDORFF, 2006; JENSEN, 2009).

O monitoramento da qualidade da água, principalmente em áreas de abastecimento e usos múltiplos, faz-se necessário uma vez que pode existir o potencial risco à saúde humana. A utilização de técnicas de sensoriamento remoto auxiliam o monitoramento e o

estudo da dinâmica das florações e de demais componentes opticamente ativos. As utilizações dos produtos gerados a partir do sensoriamento remoto podem fornecer uma visão sinótica do ecossistema, adquirindo informações multitemporais em diferentes escalas.

O Brasil é um país cujo potencial hídrico estimula a implantação de reservatórios para suprir as necessidades de abastecimento d'água para fins diversos. Porém, a construção de barragens, provoca abruptas alterações nos regimes dos rios e consideráveis desequilíbrios na estrutura físico-química e hidrobiológica do meio aquático, podendo gerar significativos impactos ambientais, muitas vezes negativos, a montante e a jusante do barramento (TUNDISI, 2007). Estudos já realizados sobre caracterização físico-química da água da bacia hidrográfica do rio Tibagi (YABE & GIMENZ, 2002) apontam também para a existência de áreas críticas, afetadas por despejos urbanos e

industriais e por manejo inadequado do solo ao longo do tempo. O impacto ambiental é maior em áreas potencialmente urbanas, industrializadas e agricultáveis, considerando as características inerentes de cada compartimento.

O barramento d'água para a construção de reservatórios impõe profundas mudanças na escala temporal e espacial dos fenômenos que ocorrem na água. Conseqüentemente isto altera sensivelmente os processos físicos, químicos e biológicos do sistema. A eutrofização, por exemplo, é o processo natural ou artificial de adição de nutrientes aos corpos d'água e aos efeitos resultantes dessa adição. As atividades humanas aumentam a velocidade da eutrofização, reduzindo a vida útil do corpo d'água, devido à geração de um excesso de matéria orgânica, superior à capacidade de decomposição do sistema, alterando, portanto o equilíbrio ecológico do rio (BREHM et al., 2016).

Em recentes levantamentos já realizados, apesar do rio Tibagi ter apresentado boas condições da qualidade da água, este rio está mais suscetível aos processos de eutrofização, sendo que, em períodos de estiagem, como o ocorrido no início do ano de 2012, vem trazendo problemas ao abastecimento de água da cidade de Londrina (IAP, 2012). A bacia hidrográfica do rio Tibagi apresenta alto potencial energético, dado não tanto pelo volume de água, mas, principalmente, pelas diferenças altitudinais existentes ao longo de sua extensão, associadas ao encaixamento do rio na maior parte de seu curso. Por essa razão, os fragmentos de floresta ciliar ainda existentes estão sob o risco constante de degradação, devido a proposições de construção de barragens. Um exemplo dessa degradação pode ser verificado no baixo curso do rio Tibagi, onde extensivo alagamento ocorreu com a construção da

usina hidrelétrica da represa Capivara (MEDRI et al., 2002).

Portanto, as alterações hidrodinâmicas atuais decorrentes da construção de reservatórios, como o da Usina Hidrelétrica de Mauá (UHE Mauá) no rio Tibagi, associadas ao crescimento populacional em grandes centros urbanos, como a Região Metropolitana de Londrina (RML), podem estar favorecendo modificações nas características físicas, químicas e biológicas dos sistemas aquáticos, e conseqüentemente em fatores condicionantes à qualidade da água e à saúde humana e animal.

Esta pesquisa teve por objetivo a construção de uma proposta metodológica de esquema amostral de coleta de dados *"in situ"* e por sensoriamento remoto para promover o monitoramento da qualidade da água do rio Tibagi, por meio de estimativa da concentração de componentes opticamente ativos da água, que podem indicar parâmetros para o nível de qualidade. O esquema amostral para o monitoramento é aplicado em duas áreas distintas do rio Tibagi, uma no trecho que corresponde ao eixo da barragem da Usina Hidrelétrica de Mauá, correspondente a um ambiente aquático semilêntico, e a outra nas proximidades do ponto de captação de água da Sanepar (Companhia de Saneamento do Paraná), correspondente a um ambiente aquático lótico. A pesquisa pretende que os modelos amostrais possam ser aplicados no futuro não apenas no monitoramento contínuo de trechos do rio Tibagi, mas em demais ambientes aquáticos, seja de caráter semilêntico ou lótico, utilizando para tanto, um esquema amostral de pontos de controle para a coleta de dados limnológicos *"in situ"* e espectrais.

Para o sensoriamento remoto da água a investigação das características de um corpo d'água implica em entender como a água pura absorve ou reflete,

seletivamente, a luz incidente ao longo da coluna d'água, considerando em seguida, como essa luz incidente é afetada quando a coluna d'água contém materiais orgânicos, inorgânicos e fitoplâncton (JENSEN, 2009).

A resposta espectral das águas interiores está relacionada às substâncias presentes na coluna destes corpos d'água, possibilitando a extração de informações sobre as águas a partir desses dados espectrais. Estes elementos chamados de componentes opticamente ativos são os responsáveis pelas diferentes respostas espectrais da água captada pelos sensores. A Tabela 1 apresenta alguns dos parâmetros comumente analisados para a qualidade da água, e a capacidade do sensoriamento remoto em medir operacionalmente, os quais são mensurados no monitoramento via aplicação da esquema amostral proposto.

**Tabela 1 - Capacidade de sensoriamento remoto para medir operacionalmente parâmetros limnológicos**

PARÂMETROS	CAPACIDADE DE SENSORIAMENTO REMOTO
<b>FÍSICOS</b>	
Total de sólidos em suspensão	SIM
Turbidez	SIM
Transparência	SIM
Temperatura da água/ar	SIM
<b>QUÍMICOS</b>	
Condutividade elétrica	NÃO
Fósforo total	NÃO
Demanda Bioquímica de Oxigênio	NÃO
Demanda Química de Oxigênio	NÃO
Nitrogênio	NÃO

Potencial Hidrogeniônico	NÃO
<b>HIDROBIOLÓGICOS</b>	
Coliformes	NÃO
Clorofila-a	SIM
Fitoplâncton	SIM

Fonte: Adaptado NOVO, 2007.

Pesquisas científicas relacionadas com a qualidade das águas, utilizam, dentre os métodos disponíveis para análises ambientais, as análises de correlação entre as concentrações dos componentes opticamente ativos e informações espectrais de corpos d'água obtidas a partir de dados orbitais – multiespectrais e hiperespectrais; além de espectroradiometria de campo (VERPOORTE et al., 2014; GIARDINO et al., 2014; HAMBRIGHT et al., 2013; OLMANSON, et al., 2013; MCCULLOUGH et al., 2012; WILLIAMS, et al., 2012; NAS et al., 2008; XU et al., 2007; SIMIS et al., 2005; ALLEE & JOHNSON, 1999; NOVO et al., 1996; GODIN et al., 1993; CURRAN & NOVO, 1988).

A construção de modelos empíricos para estimar alguns desses componentes, a partir de outros observados em campo, permite maior representatividade espacial da variável e reduz os custos de trabalho de campo, muitas vezes com a redução das análises de laboratório.

A construção de modelos empíricos de inferência para alguns COAs no monitoramento da qualidade da água do rio Tibagi, por sensoriamento remoto orbital, é o objetivo da pesquisa maior em andamento por estes pesquisadores/autores. O esquema amostral aqui definido representa apenas uma das etapas que constituem a pesquisa principal, cuja organização é:

- Definição do esquema amostral de pontos a serem coletados “*in situ*”;

- Aquisição e tratamento das imagens multiespectrais do satélite Landsat 8/OLI, em dois períodos distintos, correspondentes às épocas de cheia e seca, adquiridas o mais próximo possível à data de coleta dos dados limnológicos “*in situ*”;

- Coleta dos dados limnológicos “*in situ*” descritos na Tabela 1, nos dois períodos (cheia e seca);

- Análises de correlação e tratamentos estatísticos entre os dados limnológicos coletados “*in situ*” e espectrais, provenientes das imagens multiespectrais;

- Construção de modelos empíricos para a estimativa dos COAs, cuja correlação com as imagens multiespectrais do Landsat 8/OLI foi possível.

## **2 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO**

A bacia hidrográfica do rio Tibagi está localizada na porção centro-leste do Estado do Paraná e tem área aproximada de 25.000 km<sup>2</sup>, o que corresponde a cerca de 13% da superfície do Estado. Cinquenta e quatro municípios drenam para o rio Tibagi, sendo que quinze deles têm a totalidade de sua área dentro da bacia. O rio Tibagi nasce no sul do Estado do Paraná (Região Sul do Brasil), a 1.060 m de altitude, e corre 550 km em direção norte, tendo sua foz no lago da Usina Hidrelétrica Capivara, no rio Paranapanema, a 298 m de altitude. Na maior parte do seu trajeto ele está fortemente encaixado em seu leito; um total de sessenta e cinco tributários diretos e centenas de subafluentes compõem sua bacia hidrográfica (MEDRI et al., 2002).

A UHE Mauá está localizada no rio Tibagi, a montante do local denominado Salto Mauá, nos municípios de Telêmaco Borba e Ortigueira. Sua construção teve início no ano de 2008 e

foi inaugurada em 2012. É controlada pelo Consórcio Energético Cruzeiro do Sul, com participação societária de 51% da Copel e 49% da Eletrosul. É a 6ª maior hidrelétrica em potência instalada em território paranaense, ficando atrás apenas das cinco usinas localizadas no rio Iguaçu.

O reservatório da UHE Mauá na bacia hidrográfica do rio Tibagi, em região subtropical, com formações florestais (vegetação ripária, floresta de galeria, formações aluviais e de terraços, áreas úmidas), capoeiras e campos (sujos e antrópicos) apresenta condições morfométricas específicas que, associadas à degradação da fitomassa remanescente e da matéria orgânica dos solos das áreas de inundação, pode estar contribuindo em alterações na qualidade da água. (LACTEC, 2009).

O município de Londrina, o maior da região, atua por meio de delegação da prestação dos serviços de água e esgoto, sendo os serviços de abastecimento de água e de coleta e tratamento de esgotos sanitários desde 1.973, prestados pela Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar, por meio de Contrato de Concessão de Serviços Públicos. Anteriormente a esta data, os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário eram executados pelo SAS – Serviço Autárquico de Saneamento ligado à Prefeitura Municipal.

O sistema de abastecimento de água da cidade de Londrina atende 100% da população urbana com rede de distribuição de água, contando com dois sistemas produtores com captação superficial, sendo um deles do rio Tibagi, e 7 poços profundos na sede municipal. A vazão total de captação é de aproximadamente 7.545 m<sup>3</sup>/h, sendo a do rio Tibagi a mais expressiva, representando em média 4.500 m<sup>3</sup>/h do total (PMSB, 2008). Diante disto, um fator a ser considerado com relação à preservação da qualidade dos mananciais, é o risco de contaminação da

água nas proximidades do ponto de captação da Sanepar localizado no rio Tibagi, uma vez que, a grande área de contribuição da bacia a montante deste ponto, aumenta o risco de interferência na qualidade da água devido à ação antrópica.

Ambientes naturais de águas continentais podem ser classificados em dois grupos: lênticos e lóticos. Ambientes lênticos são representados por lagoas e lagos, os quais podem ser classificados como polimíticos ou monomíticos segundo a dinâmica de mistura dos diferentes estratos da coluna d'água. São considerados ambientes lóticos aqueles que apresentam um fluxo constante de água. A construção de reservatórios implica a formação de ambientes intermediários caracterizados entre lótico e lêntico por apresentarem mecanismos de circulação vertical e horizontal oriunda do sistema operacional da barragem, que neste caso denominamos semilênticos ou híbridos (MARGALEF, 1983).

Dentre as áreas selecionadas para amostragem, temos a de um ambiente aquático lótico, localizada no baixo curso do rio Tibagi. Foi escolhida esta área devido a sua proximidade com o ponto de captação de água da Sanepar, e a sua facilidade de acesso para as coletas das amostras, mesmo que em períodos de cheia. Nos domínios do baixo curso do rio Tibagi, em usos rurais, há um grande potencial de contaminação por *run-off* agrícola. Já nos usos urbanos há um déficit na infraestrutura de esgotos e drenagem (PEREIRA & SCROCCARO, 2010).

O ambiente aquático lótico selecionado está inserido na subárea V – Londrina, da bacia hidrográfica do rio Tibagi, abrangendo o baixo curso do rio e, dentre os doze municípios inseridos nessa subárea, o município de Londrina ocupa a maior extensão, além de estar entre os mais importantes municípios integrantes da bacia hidrográfica. A partir da foz do rio São Jerônimo até Jataizinho,

a bacia hidrográfica do rio Tibagi apresenta relevos suaves e ondulados e solos férteis. Essa região se caracteriza pelo forte dinamismo econômico, sendo polarizada por Londrina, onde se contam a presença de outras cidades industrializadas, tais como Apucarana, Araongas, Rolândia e Cambé, concentradas na sua margem esquerda. É também o setor da bacia hidrográfica mais impactado por resíduos de origem doméstica e industrial, que favorecem a contaminação de águas e de sedimentos (EPE, 2010).

De acordo com as inspeções realizadas pela CNEC ENGENHARIA S/A em 2008 e 2009, o trecho do rio Tibagi no município de Assaí mostra águas com os níveis de cor ultrapassando o padrão definido pela legislação para águas classe 2. Essa subárea se sobressai pela elevada concentração de fósforo total ultrapassando o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 (0,1mg/L). Valores elevados desse nutriente aumentam o nível de eutrofização das águas, propiciando o desenvolvimento de algas, inclusive do grupo de cianobactérias, que possuem potencial para produzir substâncias tóxicas (EPE, 2010).

O ambiente aquático semilêntico é representado por parte do lago do reservatório da UHE Mauá, no alto curso do rio Tibagi (Figura 1). Foi elencada esta área devido à recente operacionalização da usina, e a carência de estudos em relação aos posteriores impactos à qualidade da água. Este trecho, em usos rurais, apresenta um potencial de contaminação por *run-off* agrícola e alto volume de agrotóxicos comercializados, além de insumos aplicados na monocultura de soja e pinus, resultando em maior concentração de matéria orgânica nas águas. Na sua porção urbana, o revés está na concentração de indústrias com alto potencial contaminante e na baixa infraestrutura



### 3 METODOLOGIA

O esquema amostral de pontos foi elaborado para a aplicação em imagens orbitais do satélite Landsat 8/OLI lançado em 11 de fevereiro de 2013 na Missão de Continuidade dos Dados Landsat (LDCM). Esse novo satélite traz alguns avanços, com dois novos sensores: o sensor espectral OLI (*Operational Land Imager*) e o sensor termal TIRS (*Thermal Infrared Sensor*), as melhoras na resolução espectral são muito positivas (Tabela 2). Foram adicionadas duas bandas espectrais: a *new costal* (banda 1), projetada especificamente para os recursos hídricos e investigação de zonas costeiras, e um novo canal de infravermelho (banda 9), para a detecção de nuvens cirros. Tais adições provocaram mudanças nos intervalos dentro do espectro dos canais de todas as bandas em relação às séries anteriores. Há também uma nova banda de Garantia de Qualidade (Banda QA), que fornece informações sobre a presença de nuvens, água e neve. A partir do sensor termal TIRS, foram criadas duas bandas espectrais para o comprimento de onda antes coberto por uma única banda nos sensores TM e ETM (USGS, 2015).

Outra inovação importante foi quanto à resolução radiométrica. Os sensores OLI e TIRS proporcionam um melhor desempenho radiométrico, quantificado em uma faixa dinâmica de 16 bits. Essa melhoria (uma vez que as imagens anteriores possuíam 8 bits) possibilita uma maior caracterização de alvos da imagem, e podem contribuir bastante para a diminuição do efeito de sombras.

Em relação à resolução espacial, esta foi a única com poucas inovações em relação às imagens das séries anteriores. As bandas 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, e 9 (Tabela 2) possuem uma resolução de 30 metros; as bandas termais 10 e 11

possuem uma resolução de 100 metros; e a banda 8 (pancromática) possui uma resolução de 15 metros (USGS, 2015).

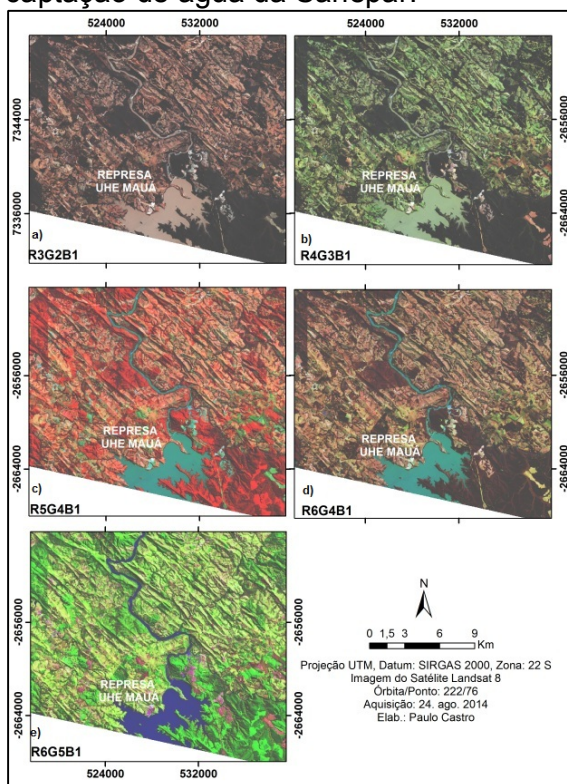
**Tabela 2 – Características do satélite Landsat 8/OLI**

<b>Órbita</b>	Circular, Heliosíncrona, Descendente, 98,2º de Inclinação, Período de 99 minutos, Altitude de 705 Km
<b>Horário de Imageamento</b>	10 h 00 min AM
<b>Bandas do Sensor</b>	Pancromático P&B: Banda 8; Multiespectral: Bandas 1-7 e 9; Termal: Bandas 10-11
<b>Resolução Espacial</b>	Pancromático P&B: 15,0 m (bandas 8); Multiespectral: 30,0 m (banda 1-7 e 9); Termal: 100,0 m (bandas 10-11)
<b>Sensibilidade Espectral</b>	Pancromático: 500-680 nm (Banda 8); Multiespectral: 430-450 nm (Banda 1), 450-510 nm (Banda 2), 530-590nm (Banda 3), 640-690 nm (Banda 4 Vermelho), 850-880 nm (Banda 5 Infravermelho próximo), 1570-1650 nm (Banda 6 SWIR1), 2110-2290 nm (Banda 7 SWIR2), 1360-1380 nm (Banda 9 Cirrus); Termal: 10600-11190 nm (Banda 10 TIRS1), 11500-12510 nm (Banda 11 TIRS2)
<b>Resolução Radiométrica</b>	16 bits
<b>Tamanho de Cena Básica</b>	185,0 x 185,0 km
<b>Largura de Faixa Imageada</b>	185 km
<b>Frequência de Revisita</b>	Aproximadamente 16 dias, dependendo da latitude

Fonte: USGS, 2015

### 3.1 Esquema amostral para monitoramento de parâmetros opticamente ativos (COAs) em ambientes aquáticos

Inicialmente para o conhecimento dos aspectos morfológicos dos canais das áreas de estudo, foram testadas diferentes composições coloridas (Figura 2) para imagens do satélite Landsat 8/OLI, órbita/ponto: 222/76, correspondentes a uma mesma cena para diferentes localidades da área de estudo: parte do lago da represa da UHE Mauá e proximidades do ponto de captação de água da Sanepar.

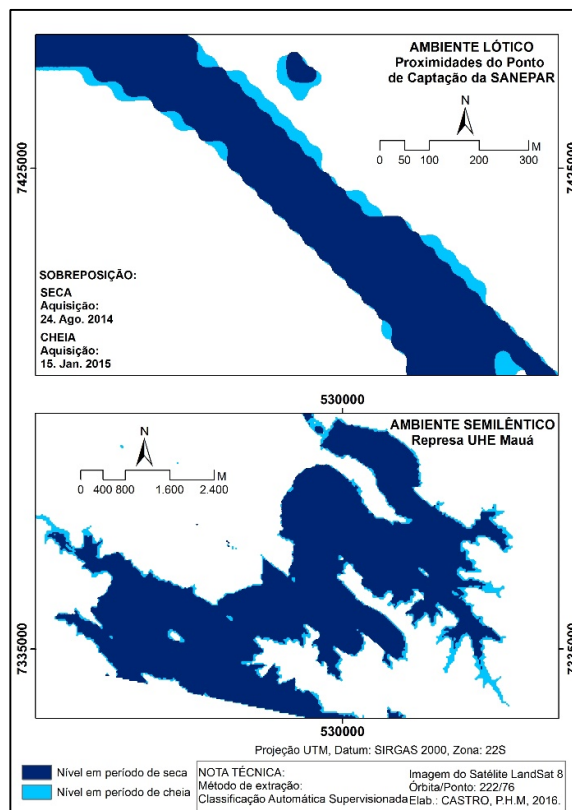


**Figura 2:** Diferentes composições coloridas dos canais R, G, B para a área de estudo. a) 3-2-1; b) 4-3-1; c) 5-4-1 d) 6-4-1; e) 6-5-1.

Dentre as composições coloridas que foram investigadas, se destaca a composição R6G5B1, por apresentar maior definição na morfologia do canal do rio Tibagi e dos corpos d'água.

A fim de compreender a dinâmica de variação do corpo d'água do rio Tibagi (Figura 3), correspondente aos períodos

de seca e cheia, foram adquiridas imagens do satélite Landsat 8/OLI, órbita/ponto: 222/76, nas datas de 24 de agosto de 2014 para seca, e 15 de janeiro de 2015 para a cheia (UGSS, 2015). A diferenciação marginal do corpo d'água na alternância de períodos de seca e cheia é fundamental para a exclusão destas faixas de variações do nível do rio no processo de alocação dos pontos de amostragem.



**Figura 3:** Variação do nível do corpo d'água entre os períodos de seca e cheia no rio Tibagi por meio de sobreposição de *layers* de classificação automática supervisionada das imagens.

Segundo Lamparelli et al., (2001) existem diversos esquemas amostrais a serem considerados, dependendo das características da região e da natureza do fenômeno a ser avaliado. Eles podem ser: regular ou sistemático, em que a coleta de elementos é feita em pontos igualmente espaçados e

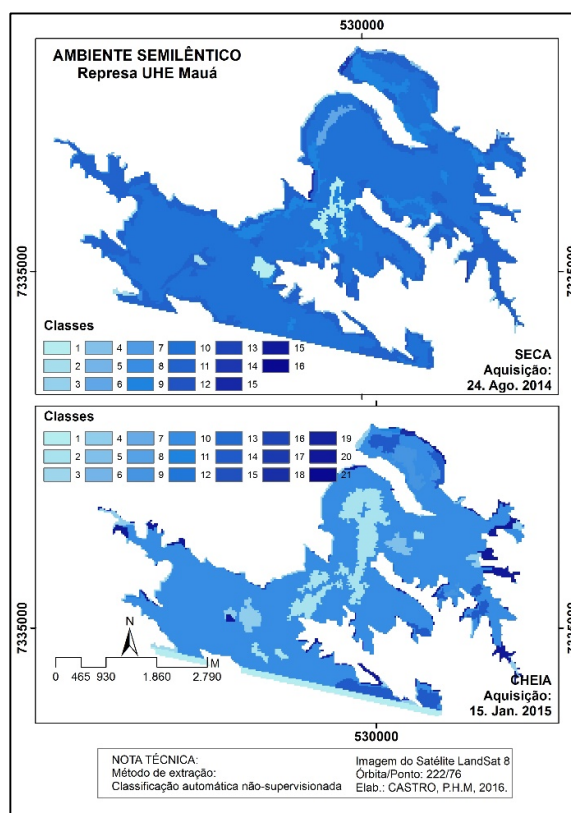
homogeneamente distribuídos por toda a região considerada; aleatório, onde os pontos são fixados aleatoriamente por toda a região, e não há problemas de viés, já que o princípio de aleatorização anula qualquer efeito de padrões existentes; e aleatório estratificado ou sistemático não alinhado, em que os elementos amostrais cobrem toda a área de interesse preservando, entretanto, a casualidade. Nesse último esquema, divide-se a região a ser amostrada no número de pontos a ser obtido e na sequência é gerado aleatoriamente um ponto em cada uma das subregiões. Esse esquema combina o baixo potencial para tendências do esquema aleatório com a propriedade de maior cobertura geográfica do padrão sistemático.

Levando em consideração as características locais, principalmente da área do rio Tibagi nas proximidades do ponto de captação da Sanepar, que é bastante dinâmica, foi adotada a técnica de delineamento sistemática de amostragem por conveniência (não probabilística) para o estabelecimento de pontos amostrais na geração de modelos empíricos de inferência de COAs.

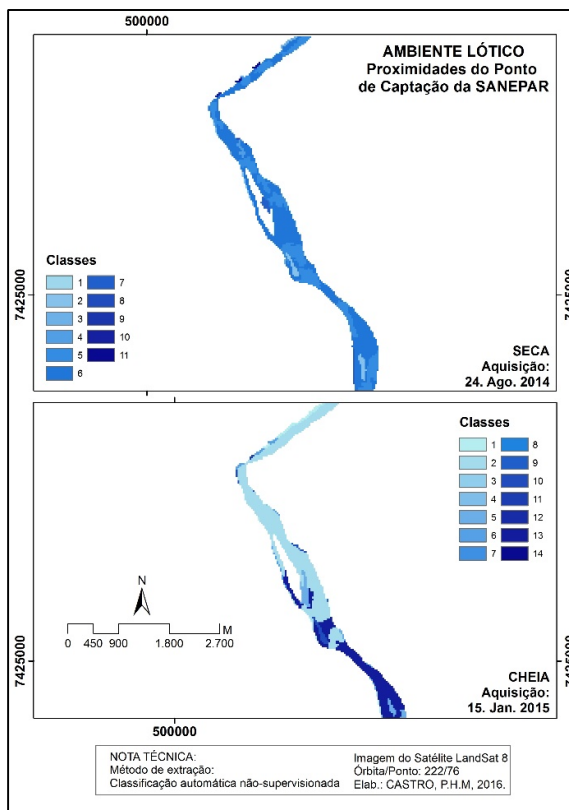
A sistematização da localização dos pontos de amostragem foi aferida com base na análise integrada das imagens de seca e cheia, para que o posicionamento dos pontos coincidisse com as regiões de transição e de maior variação espectral ao longo do tempo. Para compreensão de tal variação espectral, a partir das imagens, foi realizado o processo de classificação automática não-supervisionada dos corpos aquáticos no *software* SPRING 5.4.1 (CAMARA et al., 1996), utilizando-se o classificador *Isoseg*, similaridade 12, e área de pixel 20 (Figuras 4 e 5).

A estratificação de localização dos pontos amostrais se baseia em Pereira (2015, 2008) e Thompson (2002), em que se definem esquemas amostrais variáveis de acordo com o custo para se otimizar a coleta de uma amostra.

Segundo os autores, o esquema ideal de estratificação aloca uma quantidade maior de amostras nas regiões mais significativas, ou seja, com maior variação espectral, e menor quantidade de amostras nas regiões mais homogêneas, mais caras ou difíceis de amostrar. Nesse caso, considerou-se que as áreas que apresentaram maior variação espectral e de transição ao longo do tempo, deveriam ter maior número de elementos amostrais alocados.



**Figura 4:** Classificação automática não-supervisionada do reservatório da UHE Mauá, gerada a partir das imagens Landsat 8/OLI de agosto de 2014 (período de seca), e janeiro de 2015 (período de cheia).



**Figura 5:** Classificação automática não-supervisionada do rio Tibagi, gerada a partir das imagens Landsat 8/OLI de agosto de 2014 (período de seca), e janeiro de 2015 (período de cheia).

O presente esquema amostral sugere que a coleta de dados limnológicos “*in situ*” seja feita na profundidade de Secchi por meio de garrafa de Van Dorn, utilizada para coleta estratificada de água, geralmente confeccionadas em tubos de PVC ou acrílico, lacrados nas extremidades por tampas de borrachas fortes e flexíveis. As amostras são coletadas interrompendo o fluxo livre de água em seu interior através do fechamento de suas extremidades na profundidade de Secchi (PARRON et al., 2011).

A coleta prevê a utilização de disco de Secchi para a medida de transparência da água, que se dá através da observação do desaparecimento de um disco branco e preto mergulhado na água. Este método simples é bastante utilizado para avaliar o coeficiente de

atenuação da radiação eletromagnética (REM) na coluna d’água, e estabelecer, com certas limitações, uma correspondência entre a transparência da água e o limite da zona eufótica, camada entre a superfície e até onde ocorre a penetração de 1% da luz (KIRK, 1983). Segundo Esteves (1998); a transparência obtida pela profundidade de Secchi também pode ser utilizada na estimativa indireta da zona eufótica, multiplicando-se o seu valor pelo fator 3, desta forma, o presente esquema amostral adota a profundidade de Secchi como uma superfície espectral de reflectância confiável captada pelo satélite Landsat 8/OLI.

#### 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

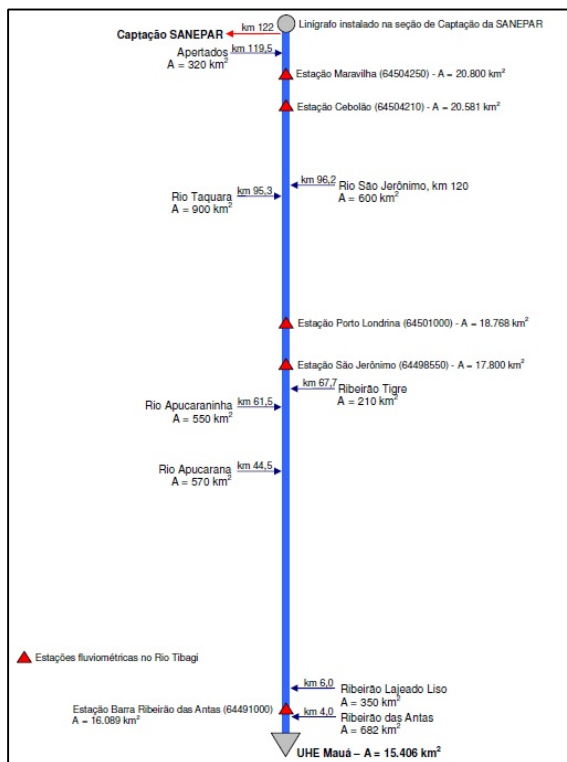
Atualmente, grande parte dos estudos que integram o sensoriamento remoto para estimativa das concentrações de parâmetros opticamente ativos são realizados em ambientes lânticos, onde as interferências de fatores ambientais são menores do que em ambientes semilânticos ou lóticos, as quais podem se configurar como, a correnteza associada a instabilidade de elementos adsorvidos na água, e condições climáticas do dia da visada do satélite orbital. Frente a estes problemas, existe uma carência em metodologias que apontem a minimização destas interferências em ambientes aquáticos semilânticos e lóticos, sendo esta uma das propostas do esquema em questão, discutida neste artigo.

Levando em consideração tais procedimentos, as modelagens amostrais para os COAs das duas áreas no rio Tibagi são apresentadas nas Figuras 7 e 9. Corresponde ao ambiente semilântico a represa da UHE Mauá, e ao ambiente lótico, o canal nas proximidades do ponto de captação de água da Sanepar.

A estabilidade do ambiente aquático interfere diretamente na

capacidade do sensor remoto captar o sinal de retorno dos COAs, sendo necessário um modelo amostral que leve em consideração as características de cada ambiente. Não obstante, em estudos que preveem modelagem matemática de qualidade da água, a vazão é um dos parâmetros fundamentais no processo de criação de cenários (CHAPRA & PELLETIER, 2006).

Neste sentido, o rio Tibagi entre a represa da UHE Mauá e as proximidades do ponto de captação da Sanepar, apresenta condições de vazões diferenciadas, não só pelo represamento em si, que sugere um ambiente semilêntico, mas também pelas condições morfológicas e de contribuição de afluentes ao longo deste trecho, que pode ser esquematicamente compreendido no diagrama unifilar (Figura 6).



**Figura 6:** Diagrama unifilar do trecho de 122 km no rio Tibagi, entre a UHE Mauá e o ponto de captação da Sanepar. Fonte: STYMMULAB, 2009.

#### 4.1. Faixas Concêntricas: amostragem espectral de ambientes lênticos e semilênticos

No local de barramento do rio Tibagi, a área de drenagem é de 16.089 km<sup>2</sup>, representando cerca de 65% da área total da bacia hidrográfica do rio Tibagi (STYMMULAB, 2009). No modelo amostral foi priorizado a porção da represa imageada na mesma cena (órbita/ponto: 222/76) do Landsat 8/OLI para a área do ambiente lótico a jusante, por isso, não contendo a totalidade do lago do reservatório da UHE Mauá, mas grande parte de sua extensão.

A Copel realiza periodicamente o monitoramento da qualidade da água de seus reservatórios no Paraná. Os valores dos Índices de Qualidade de Água para Represas (IQAR's) destes reservatórios são pontuais e serviram como referência para definir os cenários de impactos esperados da UHE Mauá na elaboração do Estudo de Impacto Ambiental (EIA). Neste caso específico compararam com o reservatório de Foz do Areia, que apresenta características similares ao de Mauá: um centro urbano desenvolvido a montante, área do lago na mesma ordem de grandeza e inexistência de outros reservatórios a montante. Pelo monitoramento da Copel, a média do índice classifica o reservatório Foz de Areia como Classe III, com o valor de 3,34 na estação mais próxima à barragem.

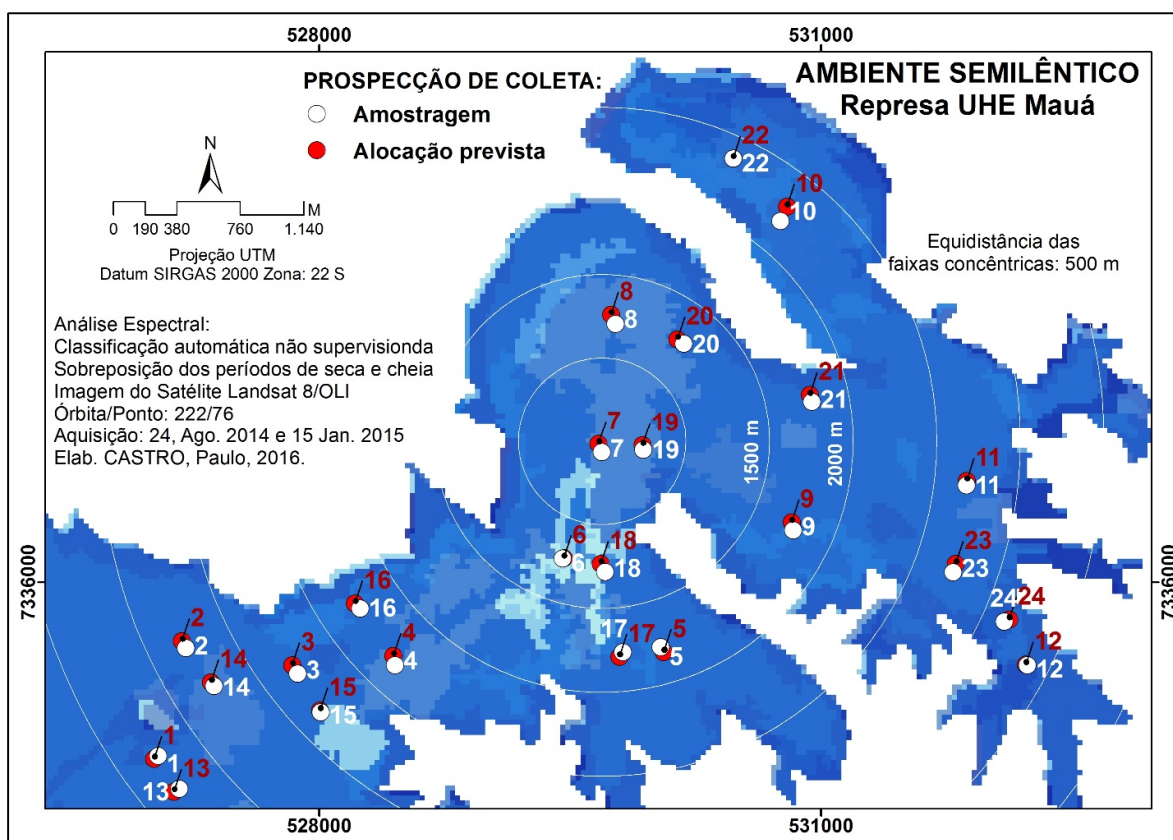
Para melhor compreensão, cabe salientar que a classificação dos reservatórios, segundo o IQAR, segue os critérios do IAP (2004). Neste sentido, são definidas seis classes de qualidade da água, sendo a Classe III moderadamente degradado. Esta classe corresponde a corpos de água que apresentam um déficit considerável de oxigênio dissolvido na coluna d'água, podendo ocorrer anoxia na camada de água próxima ao fundo, em determinados períodos, médio aporte de nutrientes e matéria orgânica, grande variedade e

densidade de algumas espécies de algas, sendo que algumas espécies podem ser predominantes, tendência moderada à eutrofização, tempo de residência das águas intermediário a elevado.

O modelo amostral aqui proposto para ambientes lânticos ou semilânticos, sugere não apenas uma amostra pontual como no IQAR, mas a distribuição sistemática de vários pontos amostrais ao longo do reservatório. A represa da UHE Mauá apresenta maior estabilidade na resposta espectral dos COAs, uma vez que a turbulência é reduzida, quando comparado ao ambiente lótico. Os pontos amostrais desta área foram demarcados em função de Faixas Concêntricas em relação ao centro da represa. A

equidistância dos *buffers* foi estabelecida em 500 m, levando em consideração a grande extensão do lago e a pouca variação espectral quando comparado os períodos de seca e cheia (Figura 7).

A equidistância dos *buffers* sugere ainda uma redução de pontos amostrais em relação à extensão da represa, promovendo a redução de custos operacionais de pesquisas que integram monitoramento da qualidade da água e sensoriamento remoto. Desta forma foram distribuídos 24 pontos amostrais para geração de modelos empíricos para inferência de COAs (Figura 7), considerando no processo de alocação dos pontos amostrais, regiões com maior diferenciação espectral.



**Figura 7:** Mapa do esquema amostral de pontos utilizando imagem multiespectral do Landsat 8/OLI, no lago do reservatório da UHE Mauá, por meio de distribuição de Faixas Concêntricas.

Foi realizada a coleta de dados limnológicos *“in situ”* referente ao período de cheia no dia 17 de dezembro de 2015

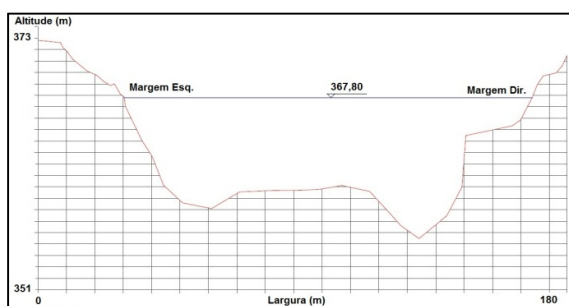
(24 pontos representados na cor branca no mapa da Figura 7), no mesmo dia de imageamento da área pelo satélite

Landsat 8/OLI. A prospecção de coleta proposta e a amostragem efetivamente foi quase precisa. Isso se deve a pouca interferência de ventos e correnteza na área, o que favoreceu a estabilidade da embarcação durante a aquisição das amostras de água.

#### 4.1 Margens Paralelas: amostragem espectral de ambientes lóticos

No esquema amostral proposto, o trecho próximo ao ponto de captação de água da Sanepar, à jusante da área de barramento no rio Tibagi, é considerado um ambiente lótico devido o fluxo constante de água. Para tanto, foram considerados aspectos da geometria do canal, como altitude, largura e inclinação do talude da margem direita e esquerda.

Os dados topobatimétricos, tais como, a geometria das seções transversais, foram obtidos do levantamento topobatimétrico realizado pela empresa Stymmulab S.A. O padrão do canal nas proximidades da área de amostragem do ambiente lótico está a uma altitude de 373 m de altitude, 13 m de profundidade e 145 m de largura entre a margem direita e esquerda (Figura 8).



**Figura 8:** Esquema topobatimétrico compreendendo 110 km à jusante do reservatório da UHE Mauá. Fonte: STYMMULAB, 2009

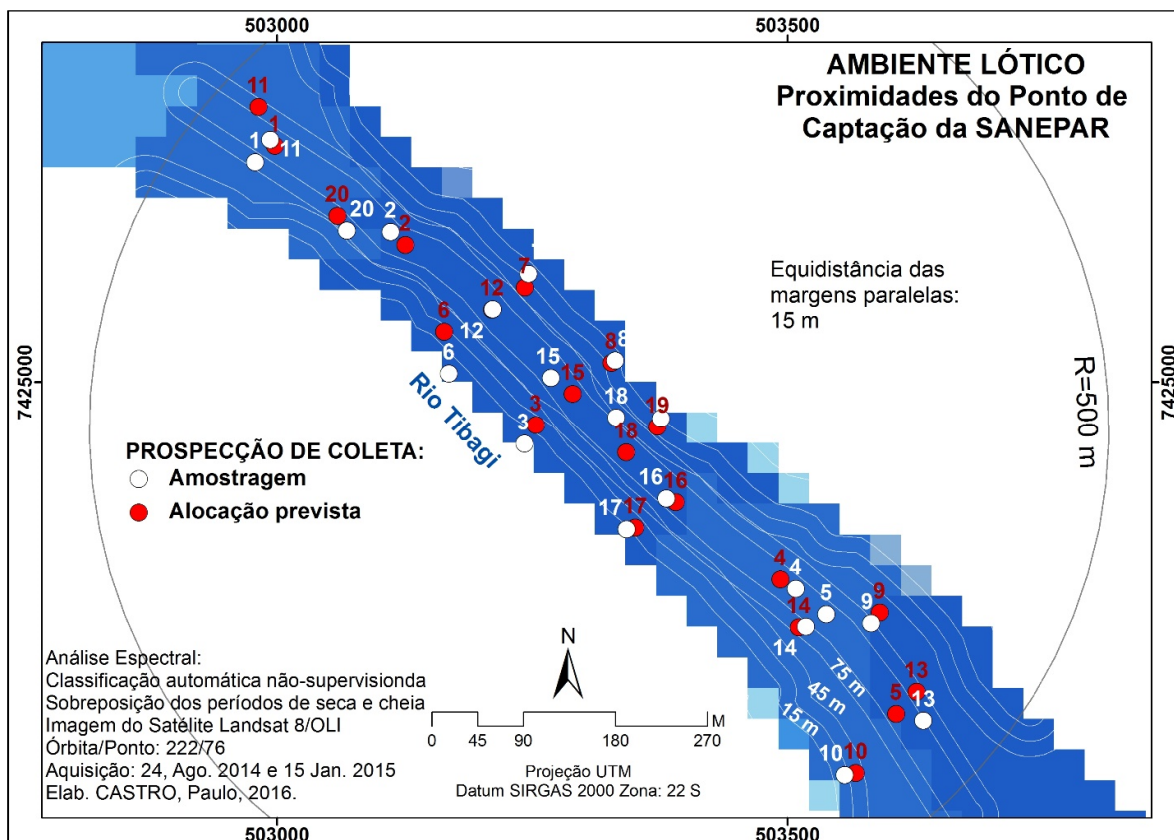
Foi elaborado um sistema de Margens Paralelas, que consiste em *buffers* equidistantes com base na geometria do canal, para distribuição dos

pontos amostrais em diferentes faixas de turbulência da água no trecho do canal (figura 9). Em geral, o fluxo depende de fatores como velocidade, geometria do canal e viscosidade. Quanto maior a velocidade e a profundidade do canal, maior a turbulência. O comportamento físico da água sugere pouca viscosidade, o que implica em fluxos mais turbulentos (CHOW et al., 1988).

Buscando minimizar as interferências ambientais para geração de modelos para inferência de COAs no ambiente lótico, se estabeleceu um raio amostral de 500 m e equidistância de 15 m para os *buffers* das Margens Paralelas. Essas distâncias favorecem uma maior concentração dos pontos amostrais quando comparado à amostragem de ambientes semilênticos ou lênticos, os quais apresentam menores interferências. A aquisição de pontos concentrados, ou seja, distribuídos em uma área mais restrita, favorece uma amostragem mais detalhada das possíveis interferências da dinâmica dos ambientes aquáticos lóticos.

As isolinhas dos *buffers* são resultados da vetorização das margens direita e esquerda do rio, com base em imagem do satélite Landsat 8/OLI. Desta forma, os pontos amostrais deste trecho do rio foram demarcados em diferentes faixas buscando correspondência com a topobatimetria e consequentemente níveis de turbulências diferenciados, totalizando 20 pontos amostrais para geração de modelos empíricos para inferência de COAs (Figura 9).

É também considerado no processo de alocação dos pontos amostrais, regiões com diferenciação espectral acentuada quando comparado os períodos de seca e cheia. A escolha da quantidade de pontos amostrais ainda levou em consideração a redução de custos operacionais, que é um dos objetivos da proposta metodológica.



**Figura 9:** Mapa do esquema amostral de pontos, utilizando imagem multiespectral do Landsat 8/OLI, nas proximidades do ponto de captação de água da Sanepar, por meio de distribuição de Margens Paralelas.

Foi realizada a coleta de dados limnológicos *in situ* referente ao período de cheia, no dia 06 de março de 2016 (20 pontos representados na cor branca no mapa da Figura 9), no mesmo dia de imageamento da área pelo satélite Landsat 8/OLI. É possível notar um pequeno deslocamento entre a prospecção de coleta proposta e a amostragem efetivamente. Tal deslocamento ocorreu devido a correnteza da água no trecho do rio, o que impossibilitava a total estabilidade da embarcação durante o processo de aquisição das amostras de água, ainda que com a ancoragem e motor ligado. No entanto, essa variação não compromete a amostragem, pois as coletas, ainda assim, foram realizadas dentro dos limites das isolinhas estabelecidas, assim

como em áreas de diferenças espectrais acentuadas.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Fica evidente que o objetivo da pesquisa foi atingido, uma vez que, foi possível gerar modelos amostrais de pontos de coleta de dados limnológicos *in situ* e espectrais orbitais a partir de imagens multiespectrais do satélite Landsat 8/OLI, para as duas áreas de estudo propostas.

A amostragem para a represa da UHE Mauá, demonstra que as Faixas Concêntricas, uma vez que são aplicadas em ambientes lênticos e semilênticos, se adequam a menores interferências ambientais. No entanto, para sua

elaboração é indispensável o conhecimento prévio do local para fixação da equidistância das isolinhas, que devem contemplar a totalidade da área de monitoramento. No trabalho de campo realizado na área foi possível coletar os 24 pontos inicialmente programados na prospecção, sem interferências de deslocamento consideráveis.

A amostragem para as proximidades do ponto de captação de água da Sanepar, que corresponde ao ambiente lótico, demonstra que o modelo de Margens Paralelas deve acompanhar a feição morfológica da calha do rio, sendo analisada, inclusive, a topobatimetria do trecho para associação com diferentes velocidades de fluxo d'água e definição da equidistância das isolinhas. No trabalho de campo realizado na área foi possível coletar os 20 pontos inicialmente programados na prospecção, com interferências de deslocamento, as quais eram esperadas devido à correnteza no trecho do rio Tibagi. Para o bom funcionamento do modelo de Margens Paralelas é fundamental que, apesar de possíveis deslocamentos durante a coleta das amostras, as mesmas sejam, no mínimo, adquiridas na mesma margem de equidistância definidas previamente na prospecção de amostragem, e em áreas de variações espectrais acentuadas.

A próxima etapa da pesquisa contará com a análise de correlação dos COAs, coletados nos pontos amostrais "in situ" e analisados em laboratório, com os mesmos pontos coletados espectralmente a partir de imagens multiespectrais do satélite Landsat 8/OLI, após correção radiométrica e atmosférica. Os dados limnológicos correlacionados com a imagem multiespectral serão tratados estatisticamente, verificando-se a possibilidade de geração de modelos empíricos de inferência para os COAs, o que permitirá aferir o grau de resposta

frente à incorporação dos modelos amostrais no monitoramento dos ambientes aquáticos.

O processamento destes dados tem apontado correlações significativas para modelos empíricos de clorofila-a, total de sólidos em suspensão e turbidez. Por exemplo, o parâmetro clorofila-a no rio Tibagi pode ser inferido pelo modelo

$$\text{Clorofila} - a = -11,53405 + 0,10909 * (B7) + 17,82641 * \left(\frac{B4}{B3}\right)$$

para ambientes semilênticos (CASTRO et al., 2017).

É certo que, as modelagens amostrais descritas auxiliam por meio de técnicas de sensoriamento remoto a estimativa da concentração de COAs das águas do rio Tibagi, em ambientes lóticos e semilênticos. O monitoramento contínuo do rio Tibagi pode estabelecer um cenário atual oriundo das alterações ocorridas na dinâmica hidrológica decorrentes da construção e operacionalização da UHE Mauá, principalmente em relação aos parâmetros de qualidade da água.

Ademais, diante destas alterações, a utilização de recursos de sensoriamento remoto para auxiliar no monitoramento da qualidade da água do rio Tibagi, desponta como instrumento de grande interesse, uma vez que permite monitorar e controlar a qualidade de um recurso natural de vital importância para as condições de saúde pública da região, a partir de uma metodologia de baixo custo operacional e com periodicidade regular.

## AGRADECIMENTOS

À CAPES pelo apoio financeiro na concessão de bolsa de doutoramento.

## REFERÊNCIAS

- ALLEE, R.J.; JOHNSON, J. E. **Use of satellite imagery to estimate surface chlorophyll-a and Secchi disc depth of Bull Shoals Reservoir.** Arkansas, USA, 1999.
- BREHM, M; FILIPPIN, R. F; MOURA, R. R. **O impacto ambiental causado à ictiofauna do rio Iguaçu pela exploração do potencial hidrelétrico: o caso do Surubim do Iguaçu (*steindachneridion melanodermatum*).** Revista Brasileira de Energia. Volume 22 – Nº01 – Ano 2016.
- CAMARA, G; SOUZA R.C.M; FREITAS U.M; GARRIDO, J. **SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling.** Computers & Graphics, 20: (3) 395-403, May-Jun 1996.
- CASTRO, P. H. M; PEREIRA, A. C. F; BARROS, M. V.F. **Potencial das Imagens Landsat 8/OLI na detecção de Componentes Opticamente Ativos em Ambientes Aquáticos Lóticos e Semilênticos do Rio Tibagi/PR.** Ra'e Ga - O Espaço Geográfico em Análise. 2017. No prelo.
- CHAPRA, S.C., PELLETIER, G.J., TAO, H. **QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.04: Documentation and User's Manual.** Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA, 2006.
- CHOW, V.T; MAIDMENT D.R.; MAYS L. W. **Applied hydrology.** New York: McGraw-Hill, 1988.
- CONAMA. **Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005.** Conselho Nacional do Meio Ambiente - Publicada no DOU nº 53, de 17 de março de 2005.
- CURRAN, P.J.; NOVO, E.M.M. **The relationship between suspended sediment concentration and remotely sensed spectral radiance: a review.** Journal of Coastal Research, v.4, n.3, p.351-368, 1988.
- EPE – EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **REVISÃO DOS ESTUDOS DE INVENTÁRIO HIDRELÉTRICO DO RIO TIBAGI.** Relatório Final – Volume 17 – Apêndice D – Estudos ambientais e outros usos da água – Tomo 3/4 – Texto – Parte 3. 2010.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** Rio de Janeiro: Interciência/Finep. 2.ed. 575p. 1998.
- GIARDINO, C., BRESCIANI, M., VILLA, P., & MARTINELLI, A. **Application of remote sensing in water resource management: The case study of Lake Trasimeno, Italy.** Water Resources Management, 24, 2010. 3885–3899.
- GOODIN, D.G.; HAN, L.; FRASE, R.N.; RUNDQUIST, C.; STEBBINS, W.A.; SCHALLES, J.F. **Analysis of suspended solids in water using remotely sensed high resolution derivative spectra.** Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, v.59, n.4, p.505-510, 1993.
- HAMBRIGHT, K.D; XIAO, X; DZIALOWSKI, A.R. **Remote Sensing of WQ and harmful algae in OK Lakes.** University of Oklahoma, 2013.
- IAP – INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Monitoramento da qualidade das águas dos reservatórios do Estado do Paraná, no período de 1999 a 2004.** Curitiba/PR, 2004.
- IAP – INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Monitoramento da qualidade da água do rio Tibagi e Barra Grande, na área de influência do futuro reservatório de Mauá e município de Londrina– PR, no período de abril de 2010 a dezembro de 2011.** Governo do Estado do Paraná - Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Curitiba, 2012.

- JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos naturais**. São José dos Campos, SP: Parêntese, 2009.
- KIRK, J. T. O. **Light & Photosynthesis in Aquatic Ecosystems**. London, Cambridge University Press, 1983.
- LACTEC - Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento. **Modelagem Matemática da Qualidade da Água Para UHE Mauá**. Curitiba, 2009.
- LAMPARELLI, R. A.; ROCHA, J.; BORGHI, E. **Geoprocessamento e agricultura de precisão: fundamentos e aplicações**. Guaíba: Agropecuária, UNICAMP, 2001. 118p.
- MARGALEF, R. **Limnologia**. Ediciones Omega. Barcelona, 1983. 1010 p.
- MCCULLOUGH, I. M; LOFTIN, C. S; SADER, S. A. **Combining lake and watershed characteristics with Landsat TM data for remote estimation of regional lake clarity**. Remote Sensing of Environment 123 (2012) 109–115.
- MEDRI, Moacyr E.; BIANCHINI Edmilson; PIMENTA, José A.; COLLI, Sandra; MÜLLER, Claudio. **Estudos sobre tolerância ao alagamento em espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi**. In: A bacia do rio Tibagi. UEL, Londrina-PR, 2002. Pg. 137.
- MEDRI, Moacyr E.; BIANCHINI Edmilson; PIMENTA, José A.; SHIBATTA, Oscar A. **A bacia do rio Tibagi**. UEL, Londrina-PR, 2002.
- NAS, S.S; BAYARAM, A; RATTON, E. **Effects of some water quality parameters on the dissolved oxygen balance of streams**. Polish Journal of Environment Studies, v. 17, n. 4, p. 531-538, 2008.
- NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION (NASA). **Landsat Data Continuity Mission: Continuously Observing Your World**. 2013. Disponível em: [http://ldcm.gsfc.nasa.gov/mission\\_details.html](http://ldcm.gsfc.nasa.gov/mission_details.html). Acesso em: Jan. 2015.
- NOVO, E. M. & LEITE, F. **O Sistema de Informações Geográficas do Reservatório da UHE Barra Bonita**. Anais VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Salvador, Brasil, 1996.
- 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.
- NOVO, E. M. L. M. **Monitoramento de Quantidade e Qualidade da Água e Sensoriamento Remoto**. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. 2007.
- OLMANSON, L. G., BREZONIK, P. L., & BAUER, M. E. **Airborne hyperspectral remote sensing to assess spatial distribution of water quality characteristics in large rivers: The Mississippi River and its tributaries in Minnesota**. Remote Sensing of Environment 130 / 254–265. 2013.
- PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. F.; PEREIRA, M. P. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. Embrapa Florestas, Colombo/PR, 2011.
- PEREIRA, A. C. de F. **Desenvolvimento de método para inferência de características físicas da água associadas às variações espectrais. Caso de Estudo: Reservatório de Itupararanga/SP**. Tese de doutorado - Presidente Prudente, 2008, 206 p.

- PEREIRA, A. C. de F. **Water Quality Researches: Spectral Variability Of The Water Body Analysis To Define A Sampling Scheme**. Brazilian Journal of Cartography, Rio de Janeiro, N° 67/5 p. 1017-1024, Aug/2015.
- PEREIRA, M. C. B; SCROCCARO, J. L. **Bacias Hidrográficas do Paraná**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMA. Curitiba, 2010.
- PMSB - **Plano Municipal de Saneamento Básico Relatório de Diagnóstico da Situação do Saneamento de Londrina –PR**. 2008.
- RUDORFF, C. M. **Estudo da composição das águas da planície amazônica por meio de dados de reflectância do sensor Hyperion/eo-1 e de espectrorradiômetro de campo visando à compreensão da variação temporal dos seus constituintes opticamente ativos**. 2006. 138 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos.
- SIMIS, S. G. H; PETERS, S. W. M; GONS, H. J. **Remote sensing of the cyanobacterial pigment phycocyanin in turbid inland water**. Limnol. Oceanogr., 50(1), 2005, 237–245.
- STYMMULAB S.A. **Previsão de possíveis impactos na qualidade da água do rio Tibagi, após a construção da UHE Mauá**. Curitiba, 2009.
- SUDERHSA. **Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente. Portaria nº 20, de 12 de maio de 1992. Enquadra os cursos d'água da BACIA DO RIO IGUAÇU**. Curitiba, 1992.
- THOMPSON, S.K. **Sampling**. New York: John Wiley & Sons, Inc. 2nd edition, 2002. 367p.
- TUNDISI, J. G. **Exploração do potencial hidrelétrico da Amazônia**. Estudos avançados. 21 (59), 2007.
- USGS - UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Landsat Project Description**. Disponível em: [http://landsat.usgs.gov/about\\_project\\_descriptions.php](http://landsat.usgs.gov/about_project_descriptions.php). Acesso em: Jan. 2015.
- VERPOORTER, C; KUTSER, T; SEEKELL, D. A; TRANVIK, L. J. **A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery**. Geophys. Res. Lett. 41, 6396–6402, 2014.
- WILLIAMS, R. J; BOORMAN, D. N. **Modelling in stream temperature and dissolved oxygen at sub-daily time steps: an application to the River Kennet, UK**. Science of the Total Environment, v. 423, n. 1, p. 104-110, 2012.
- XU, Z; GODREJ, A. N; GRIZZARD, T. J. **The hydrological calibration and validation of a complexly-linked watershed reservoir model for the Occoquan watershed, Virginia**. Journal of Hydrology, n. 3-4, v. 345, p. 167-183, 2007.
- YABE, Maria J. S; GIMENEZ, Sônia M. N. **Caracterização físico-química da água da bacia do rio Tibagi**. In: **A bacia do rio Tibagi**. UEL, Londrina-PR, 2002. Pg. 355.

# MODELOS EMPÍRICOS PARA INFERÊNCIA DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS EM AMBIENTES LÓTICOS E SEMILÊNTOICOS DO RIO TIBAGI/PR, APLICADOS ÀS IMAGENS LANDSAT 8/OLI

## *Empirical Models of Inference of Optically Active Constituents in Lotic and Semilentic Aquatic Environments of the Tibagi River, Applied to Images Landsat 8/OLI*

### RESUMO

A questão da qualidade e escassez da água no planeta tem ganhado destaque em pesquisas científicas, e demais publicações com conotação de alerta e de conscientização. Especialistas apontam que a crise da água no século XXI é muito mais de gerenciamento do que uma crise real de escassez e estresse hídrico (HOEKSTRA & MEKONNEN, 2012). Entretanto, existem pesquisadores (ELLIOTT, et al., 2014; RULLI, et al., 2013) que apontam que a crise é um misto de problemas ambientais com agravantes relacionados à economia e ao desenvolvimento social. Pesquisas científicas atuais utilizam o sensoriamento remoto para monitorar corpos d'água em relação aos componentes opticamente ativos (COAs), a partir de modelos empíricos para inferência destes; garantindo uma maior representatividade espacial da variável, além de redução de custos e otimização de tempo. Nesse sentido, o objetivo da pesquisa foi o de gerar modelos empíricos para estimativa de COAs da água, exequíveis em imagens orbitais multiespectrais de média resolução do satélite Landsat 8/OLI. Para tanto, foram adquiridas imagens simultaneamente à mensuração de variáveis limnológicas "in situ", em pontos devidamente georreferenciados de um ambiente aquático semilênico e outro lótico. Tais pontos foram distribuídos em uma represa a partir do modelo amostral de Faixas Concêntricas, e no rio a partir de Margens Paralelas, de acordo com Castro et al., (2017), ambos localizados no rio Tibagi, responsável por grande parte do abastecimento público de água de alguns municípios do Estado do Paraná. Os dados limnológicos e espectrais obtidos foram correlacionados, e a partir de regressão linear múltipla os resultados apresentaram modelos empíricos para a estimativa de clorofila-a, total de sólidos em suspensão e turbidez; em ambiente semilênico do rio Tibagi.

**Palavras-chave:** qualidade da água; sensoriamento remoto; clorofila-a, total de sólidos em suspensão; turbidez.

## ABSTRACT

The issue of water quality and scarcity on the planet has gained prominence in scientific research, and other publications with connotation of alert and awareness. Experts point out that the water crisis in the 21st century is much more of management than a real crisis of scarcity and water stress (HOEKSTRA & MEKONNEN, 2012). However, there are researchers (ELLIOTT, et al., 2014; RULLI, et al., 2013) who point out that the crisis is a mix of aggravating environmental problems related to the economy and social development. Current scientific research uses remote sensing to monitor water bodies in relation to optically active constituents, by empirical models for inference of the components present in the water, ensuring greater spatial representativeness of the variable, as well as reducing costs and optimizing operating processes. In this sense, the objective of the research was to generate empirical models for estimation of optically active constituents of the water, feasible in multispectral orbital images of Landsat 8/OLI satellite. For this purpose, images were acquired simultaneously to the measurement of limnological variables "*in situ*", in duly georeferenced points of a semilentic and lotic aquatic environments. These points were distributed in the lake by the sample model of Concentric Streaks, and in the river by Parallel Margins, according to Castro et al. (2016), both located on the Tibagi River, responsible for a large part of the public water supply of some municipalities in the State of Paraná. The limnological and spectral data obtained were correlated and from multiple linear regression the results presented empirical models for the estimation of Chlorophyll-a, Total Suspended Solids and Turbidity; in the semilentic environment of the Tibagi River.

**Keywords:** water quality; remote sensing; chlorophyll-a; total suspended solids; turbidity.

### 1. INTRODUÇÃO

As mudanças ambientais e seus impactos nos sistemas naturais e nas sociedades humanas são tópicos de pesquisa em vários campos científicos. As águas superficiais estão entre os recursos mais vitais que sofrem alterações no tempo e no espaço, em consequência das mudanças no uso/cobertura do solo, mudanças climáticas e outras formas de alterações ambientais em diferentes níveis e escalas no globo terrestre. Os efeitos ecológicos, sociais, sanitários e econômicos das mudanças nas águas superficiais têm sido objeto de estudos acadêmicos há muitos anos, como em pesquisas recentemente realizadas por Alderman et al., (2012); Bond et al., (2008); Kondo et al., (2002); Lake (2003); Li et al., (2012).

Essas mudanças, por sua vez, podem resultar em desastres como inundações, surtos de doenças de veiculação hídrica e escassez de água, que interferem diretamente na qualidade de vida e saúde humana. Por estes motivos, a geração de dados e o monitoramento das águas superficiais são essenciais para os processos

políticos de planejamento e gestão deste recurso (GIARDINO, et al., 2010; MORSS, et al., 2005).

A qualidade das águas é avaliada levando-se em conta uma série de parâmetros físico-químicos e microbiológicos, em metodologias de custos elevados e de execução minuciosa, e em geral, as análises convencionais geram um grande volume de informações, ampliando as dificuldades em suas interpretações (FERREIRA et al., 1999).

Estudos realizados por Smithee et al., (2012), apontam que após a temporada de surtos de algas de 2011 em Oklahoma-EUA, a Secretaria de Meio Ambiente convocou um comitê de especialistas de todo o Estado afim de planejar o monitoramento das algas prejudiciais à saúde em seus lagos. Concluíram que para monitorar apenas os 100 lagos maiores, uma vez por mês durante um ano, seria necessário 3,5 milhões de dólares. Um programa concebido para fornecer a cobertura necessária dos lagos de Oklahoma, suficiente para salvaguardar a saúde pública, exigiria ainda um monitoramento mais frequente, abrangendo demais

áreas, e portanto, muito mais financiamento. Mais importante ainda, é que quando confrontada a experiência adquirida com problemas semelhantes a este, ocorridos em outros países, há indícios de que nem mesmo o programa de monitoramento mais básico para algas é economicamente viável (HAMBRIGHT et al., 2013).

Com o avanço dos satélites meteorológicos a partir de 1960 e dos satélites de recursos naturais a partir de 1970, a tecnologia de sensoriamento orbital passou a ser concebida como um sistema de aquisição de informações sobre a superfície terrestre, com base no registro e análise das alterações impostas à radiação eletromagnética ao interagir com os seus componentes (NOVO, 2007). A água possui componentes opticamente ativos (COAs), como, por exemplo, os sólidos em suspensão inorgânicos, fitoplâncton e turbidez, que influenciam no espectro de reflectância (PRADO et al., 2011).

Frente a complexidade e alto custo operacional das metodologias convencionais de análise da qualidade dos recursos hídricos, que em grande parte são pontuais, a tecnologia de sensoriamento remoto desponta como uma alternativa mais acessível, permitindo uma análise integrada dos recursos hídricos, em diferentes escalas espaciais e temporais, tornando possível o monitoramento dos corpos aquáticos, principalmente em relação aos COAs.

Em se tratando de estudos realizados com imagens orbitais multiespectrais da série Landsat, Pereira Filho & Galvão (1997); encontraram correlação entre o total de sólidos em suspensão (TSS) e a reflectância das bandas do visível (Banda 1, 2 e 3) do satélite Landsat 5/TM, no reservatório da Usina Hidrelétrica de Passo Real, no Rio Grande do Sul.

A presente pesquisa tem como área de estudo o rio Tibagi, no Estado do Paraná, que nasce no município de

Palmeira, e percorre 550 km até sua foz, no rio Paranapanema, divisa com o Estado de São Paulo. As captações de água para abastecimento no corpo principal do rio Tibagi estão localizadas nos municípios de Telêmaco Borba, Tibagi, Cambé e Londrina (SUDERHSA, 1997). A área da bacia hidrográfica do rio Tibagi é relativamente industrializada, com grandes polos industriais em Londrina e Ponta Grossa, e tem induzido o acréscimo na demanda de água para estas regiões (ZIMMERMANN et al., 2008).

Por sua vez, o objetivo da pesquisa é avaliar o potencial das imagens orbitais do satélite Landsat 8/OLI em detectar COAs em diferentes ambientes do rio Tibagi, importante fonte de abastecimento de água para municípios do Estado do Paraná. A metodologia é pautada na construção de modelos empíricos para inferência de COAs, através da análise de regressão linear múltipla, e busca promover a redução de custos operacionais para a viabilidade do monitoramento contínuo do rio.

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

Para a construção dos modelos empíricos para estimar COAs do rio Tibagi, foram selecionadas duas áreas. Uma delas, a represa da Usina Hidrelétrica de Mauá (UHE Mauá), entre os municípios de Telêmaco Borba e Ortigueira, correspondente a um ambiente aquático híbrido, ou semilêntico. A outra área foi definida nas proximidades do ponto de captação de água da Sanepar no rio Tibagi, correspondente a um ambiente aquático lótico. Para a escolha das localidades foi levado em consideração diferentes dinâmicas do corpo hídrico, que interferem diretamente na capacidade do sensor orbital captar a reflectância dos COAs disponíveis.

Para posterior correlação, as coletas dos dados limnológicos “*in situ*” e dos dados espectrais orbitais foram realizadas simultaneamente. Sendo assim, todas as expedições de campo foram programadas o mais próximo possível dos períodos de imageamento das áreas pelo satélite Landsat 8/OLI. As

datas de aquisições dos dados são apresentadas na Tabela 1, e foram programadas para períodos de seca e cheia do rio, pois a diferença destes períodos pode modificar não apenas a dinâmica hidrológica do corpo hídrico, mais também o comportamento espectral da água em relação aos COAs.

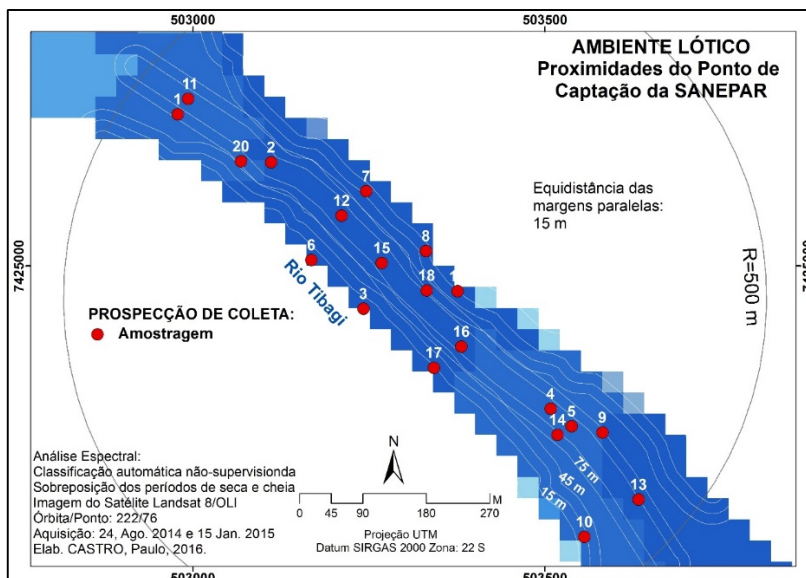
**Tabela 1 – Datas das coletas de parâmetros limnológicos “*in situ*” e dados de precipitação**

LOCAL	REGIME	DATA	PRECIPTAÇÃO (mm)*			
			Total Mensal	Padrão Mensal	Total Trimestral	Padrão Trimestral
Reservatório UHE Mauá	Cheia	18/dez/15	390,6	200 a 225	1116,8	500 a 600
Proximidades da Captação Sanepar		06/mar/16	131,9	125 a 150		
Reservatório UHE Mauá	Seca	09/julho/16	33,8	50 a 75	263	200 a 225
Proximidades da Captação Sanepar		10/julho/16				

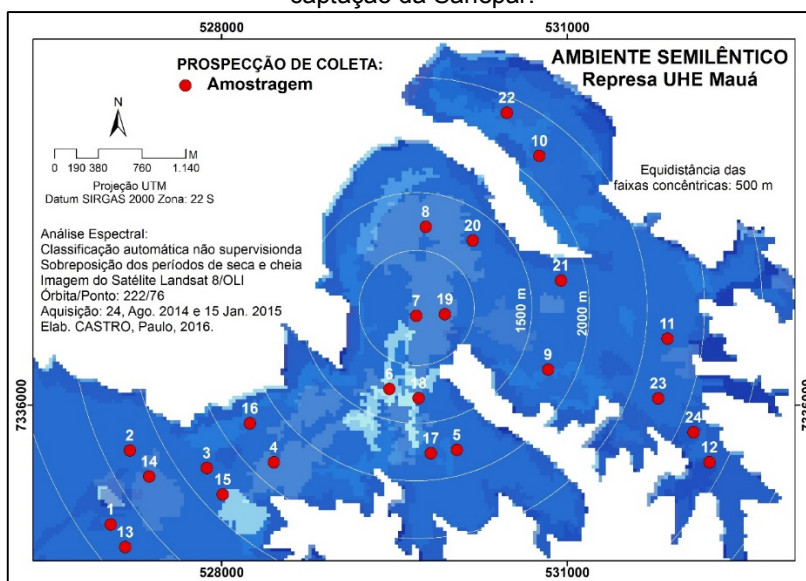
\* Informações segundo os dados de precipitação diária do IAPAR para a estação de Londrina. Os totais mensais de precipitação são relativos ao mês de coleta. Os totais trimestrais segundo o total do trimestre mais seco (junho, julho e agosto) e o total do trimestre mais chuvoso (dezembro, janeiro e fevereiro). Os valores padrões são de acordo com as Cartas Climáticas do Paraná do IAPAR, que apresentam os totais médios mensais para os 12 meses, o total médio do trimestre mais seco e o total médio do trimestre mais chuvoso.

O delineamento amostral foi baseado em estudos previamente realizados nas áreas por Castro et al., (2017), que para ambientes lóticos define o esquema de margens paralelas, e para ambientes semilênticos, o de faixas concêntricas. Ambos consistem em modelos não aleatórios, em pontos igualmente espaçados e homoganeamente distribuídos por toda a

região considerada, a partir da delimitação de *buffers* equidistantes, levando ainda em consideração regiões de transição e de maior variação espectral ao longo do tempo, a partir da análise integrada de imagens de período de seca e cheia do rio. A distribuição dos pontos amostrais estão representados nas Figuras 1 e 2.



**Figura 1:** Localização dos pontos amostrais no ambiente lótico, nas proximidades do ponto de captação da Sanepar.



**Figura 2:** Localização dos pontos amostrais no ambiente semilêntico, na represa da UHE-Mauá.

Para o posicionamento dos pontos de coleta *in situ* foi utilizado o receptor de navegação Garmin – GPS map 76CSx. Pereira (2008); em estudo realizado na represa de Itupararanga-SP, comparou o nível de precisão do posicionamento entre receptores de alta precisão e de navegação, chegando a conclusão de que o posicionamento com o receptor de navegação apresenta bons resultados para trabalhos em corpos d'água, visto que em 70% dos pontos

amostrais as discrepâncias calculadas foram praticamente nulas. É importante ainda destacar que, a escolha do receptor GPS que proporciona melhores resultados no posicionamento dos pontos amostrais no corpo d'água depende de vários fatores, como as condições climáticas durante o posicionamento, o tempo de permanência em cada ponto, a disponibilidade de uso de receptores de precisão de simples e dupla frequência, e

os custos que tais escolhas acarretarão no projeto (PEREIRA, 2008).

## 2.1. Amostragem limnológica “*in situ*”

A coleta de dados limnológicos “*in situ*” utilizou um barco movido a motor para deslocamento no rio Tibagi e na represa da UHE Mauá (Figura 3), disco de Secchi para a medida de transparência da água, e coleta e conservação de amostras para os parâmetros: temperatura, total de sólidos em suspensão, turbidez e clorofila-*a*. As coletas do regime de cheia foram na profundidade de Secchi, por ser uma superfície espectral de reflectância confiável captada pelo satélite Landsat 8/OLI, realizadas com Garrafa de Van Dorn (Figura 4), que interrompe o fluxo livre de água em seu interior através do fechamento de suas extremidades em profundidade (PARRON et al., 2011), e posteriormente liberadas dentro de fracos plásticos. As coletas do regime de seca foram realizadas a 30 cm da superfície d’água, buscando avaliar uma possível maior concentração de COAs, principalmente em relação a clorofila-*a*.



**Figura 4:** Coleta das variáveis limnológicas com a Garrafa de Van Dorn, na profundidade de Secchi no reservatório da UHE Mauá. Fonte: próprio autor, 2015.



**Figura 3:** Coleta das variáveis limnológicas no reservatório da UHE Mauá. Fonte: próprio autor, 2015.

Foram coletados 3 L de água em cada ponto amostral, armazenados em frascos plásticos novos com batoque e tampa roscável com capacidade de 1 L cada, devidamente rotulados e mantidos sob refrigeração em caixa térmica e gelo reutilizável rígido até chegada no laboratório de análise. Em laboratório, as amostras foram mantidas sob refrigeração a 4° C até o momento de análise para evitar alterações das características químicas e biológicas das amostras. Na Tabela 2 são descritos os métodos e equipamentos utilizados para a obtenção de cada um dos parâmetros analisados.

**Tabela 2 – Métodos e equipamentos utilizados para a obtenção dos parâmetros limnológicos “*in situ*”**

PARÂMETRO	REF. APHA, AWWA, WEF (2012)	MÉTODO	EQUIPAMENTO (MODELO/MARCA)
Clorofila-a (mg L <sup>-1</sup> )	10200 H	Espectrofotometro com extração em acetona 90%	Espectrofotometro: Macherey–Nagel – MN Nanocolor vis 919150
Série de sólidos (mg L <sup>-1</sup> )	2540 B, C, D e E	Método gravimétrico	Membranas 1,2 Mufla 550° C: FORNITEC 1940 Estufa 103° C: LUFERCO
Temperatura (°C)	2550 B	Termômetro eletrônico	Oxímetro: Hach HQ 30d
Turbidez (NTU)	2130 B	Método Nefolométrico	Turbidímetro Hach 2100Q

## 2.2. Extração dos valores espectrais

Os dados espectrais orbitais foram obtidos a partir de imagens do satélite Landsat 8/OLI, órbita/ponto 222/76, correspondentes a uma mesma cena para as diferentes localidades da área de estudo: parte do lago da represa da UHE Mauá, e proximidades do ponto de captação de água da Sanepar. As imagens foram adquiridas nas datas de coleta dos dados limnológicos “*in situ*”, ou muito próximo à elas. Na Tabela 3 estão descritas as imagens utilizadas para a extração de valores espectrais orbitais das áreas de estudo.

**Tabela 3 – Imagens do satélite Landsat 8/OLI utilizadas para extração dos valores espectrais**

CENA	ÓRBITA PONTO	DATA
LC82220762015351LGN00	222/76	17/dez/15
LC82220762016066LGN00	222/76	06/mar/16
LC82220762016162LGN00	222/76	10/jun/16
LC82220762016194LGN00	222/76	12/jul/16

Posteriormente à aquisição das imagens, foram realizados os processos de correção atmosférica e de conversão radiométrica das mesmas. Devido à recente operacionalização do satélite Landsat 8/OLI e disponibilização de suas imagens, o mesmo ainda carece de ferramentas específicas em grande parte dos Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) para a conversão radiométrica e correção atmosférica de seus produtos. A correção atmosférica foi realizada baseando-se no método empírico de Chavez (1996), denominado DOS - *Dark Object Subtraction* – utilizando-se para isso o *software* QGIS. Este método consiste na correção do espalhamento atmosférico no qual a interferência atmosférica é estimada diretamente a partir dos números digitais (ND) da imagem de satélite, sendo ignorada a absorção atmosférica. Para a aplicação desta técnica não há a necessidade de se obter dados sobre as condições atmosféricas na data de obtenção das imagens. No método DOS assume-se que há uma grande probabilidade de existir alvos (pixels) escuros nas imagens, como sombras ocasionadas

pela topografia ou por nuvens, os quais deveriam apresentar um ND muito baixo na imagem, equivalente a cerca de 1% de reflectância (CHAVEZ, 1996).

O QGIS apresenta o complemento para classificação de imagens de satélite: o *Semi-Automatic Classification Plugin* (SCP). A correção atmosférica DOS está em pré-processamento do complemento. Em "*Directory containing Landsat bands*" é possível selecionar a pasta que estão as bandas. Se o arquivo MTL estiver na mesma pasta, ele é carregado automaticamente. É necessário ativar a opção "*Apply DOS1 atmospheric correction*", para que seja calculado a reflectância da superfície.

Diferente dos seus antecessores, as imagens de satélite Landsat 8/OLI são entregues em 16 bits. A conversão radiométrica é frequentemente utilizada para conversão de formatos do tipo inteiro não sinalizado de 16 bits para 8 bits, e deve ser realizada antes de processos como equalização para geração de um mosaico visual. A conversão radiométrica foi também processada no *software* QGIS. Com a imagem aberta no programa, foi consultado os metadados para se obter

os valores mínimos e máximos dos pixels, e assim realizar o dimensionamento dessa informação na escala de 8 bits.

As imagens do satélite Landsat 8 OLI/TIRS já possuem correção geométrica realizada pela USGS/NASA, de modo que as imagens já são disponibilizadas ortorretificadas, não sendo, assim, necessário realizar processos de georreferenciamento antes da utilização desses dados, diferentemente do que acontece com as imagens geradas pelos satélites mais antigos da série Landsat.

Após todos os processamentos de correções das imagens, a extração dos valores espectrais foram realizadas de forma automática no *software* ArcGis, utilizando-se da ferramenta *Extract values to points*, a partir das coordenadas dos pontos amostrais dos dados limnológicos "*in situ*". Foram utilizadas as bandas 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 9 do satélite Landsat 8/OLI, todas com resolução espacial de 30 m. Os intervalos espectrais das bandas do satélite Landsat 8/OLI estão apresentados na Tabela 4.

**Tabela 4 – Características espectrais dos instrumentos imageadores OLI e TIRS do satélite Landsat 8.**

LANDSAT-8 (BANDAS)	COMPRIMENTO DE ONDA ( $\mu\text{M}$ )	RESOLUÇÃO ESPACIAL (M)
Banda 1 – <i>Blue</i>	0.43 – 0.45	30
Banda 2 – <i>Blue</i>	0.45 – 0.51	30
Banda 3 – <i>Green</i>	0.53 – 0.59	30
Banda 4 – <i>Red</i>	0.64 – 0.67	30
Banda 5 – <i>Near Infrared (NIR)</i>	0.85 – 0.88	30
Banda 6 – <i>SWIR 1</i>	1.57 – 1.65	30
Banda 7 – <i>SWIR 2</i>	2.11 – 2.29	30
Banda 8 – <i>Panchromatic</i>	0.50 – 0.68	15
Banda 9 – <i>Cirrus</i>	1.36 – 1.38	30
Banda 10 – <i>Thermal Infrared (TIRS) 1</i>	10.60 – 11.19	100
Banda 11 – <i>Thermal Infrared (TIRS) 2</i>	11.50 – 12.51	100

Fonte: USGS, 2016. [http://landsat.usgs.gov/band\\_designations\\_landsat\\_satellites.php](http://landsat.usgs.gov/band_designations_landsat_satellites.php)

Além das bandas originais, foi aplicada a técnica de razão de bandas aos valores de reflectância aparente extraídos das bandas das imagens do satélite Landsat 8/OLI, de todos os períodos (Tabela 3). Conforme Pereira, (2008); Barbosa (2005); Rundquist (1996); Kirk (1994); os intervalos de 0.57 – 0.69  $\mu\text{m}$ , de 0.56 – 0.64  $\mu\text{m}$  e de 0.57 – 0.58  $\mu\text{m}$ , são faixas que estão relacionados com a presença de fitoplâncton. Esses intervalos correspondem aos valores de comprimento de onda de 0.53 – 0.59  $\mu\text{m}$  para a banda 3 (verde), e de 0.64 – 0.67  $\mu\text{m}$  para a banda 4 (vermelho) do satélite Landsat 8/OLI. Portanto, foram testadas algumas combinações dessas bandas: B4/B3; B3/B2; (B3-B4)/(B3+B4). Outras combinações também foram avaliadas, conforme indicado na bibliografia consultada (PEREIRA, 2008; KIRK, 1994; GITELSON & KONDRATYEV, 1991; HOGE et al., 1987) envolvendo as bandas do satélite Landsat 8/OLI: (B3-

B5)/(B3+B5); B5/B4; B4/B2; B5/B2; B4/B5; B2/B3; B2/B5.

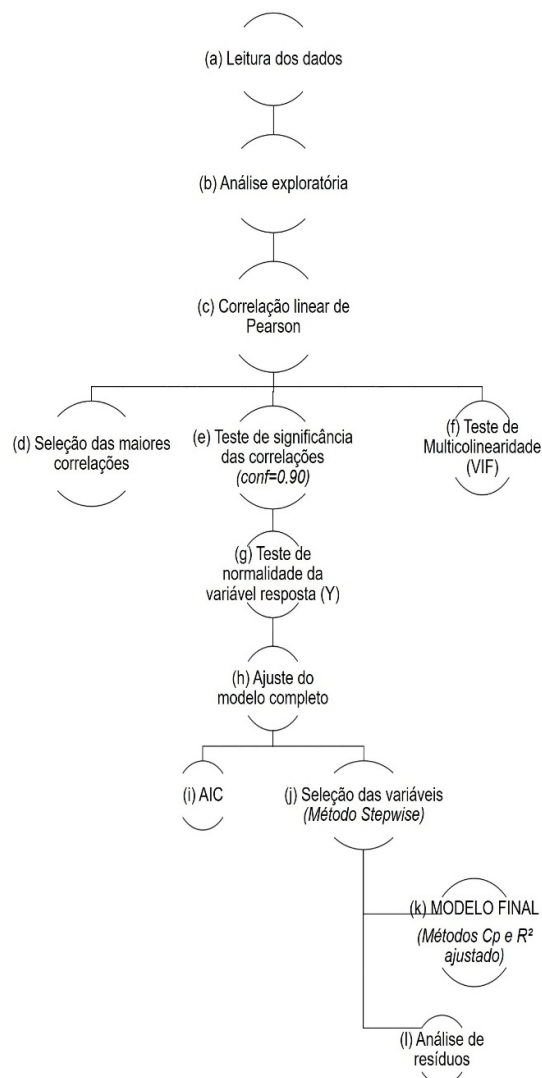
### 2.3. Modelos empíricos

Para cada uma das áreas, o ambiente lótico e semilótico, no regime de seca e cheia, foram realizadas as correlações entre as variáveis limnológicas e os valores espectrais extraídos e resultantes de razão e diferença de bandas aplicadas aos dados espectrais. Todas as análises estatísticas para a geração dos modelos empíricos de inferência de COAs foram processadas no *software* R, que fornece uma grande variedade estatística (modelagem linear e não-linear, testes estatísticos clássicos, análise de séries temporais, classificação, agrupamento, entre outras) e técnicas gráficas, e é altamente extensível (R-PROJECT, 2016).

Para a construção de modelos empíricos objetivando a inferência de alguns componentes da água no rio Tibagi, nesta pesquisa representados

por: clorofila-a, total de sólidos em suspensão e turbidez, inicialmente, foi aplicada a correlação linear de Pearson, segundo Bryant (1960); usualmente conhecida para medir a correlação entre duas variáveis, neste caso, as limnológicas (variável resposta ou dependente) e as de dados espectrais das imagens Landsat 8/OLI (variável explicativa ou independente).

Detectadas as maiores correlações, análises de regressão linear múltipla foram aplicadas, obedecendo algumas etapas representadas no fluxograma da Figura 5. Segundo Tachibana et al., (2007); o modelo de regressão é uma das ferramentas estatísticas mais conhecidas, no qual se utiliza o relacionamento existente entre duas ou mais variáveis, de modo que uma delas pode ser descrita ou o seu valor estimado a partir das demais. Os modelos de regressão são processos que envolvem, geralmente, uma variável resposta dependente (Y) e uma ou mais variáveis explicativas independentes (X1, X2, ...). Supõe-se que o valor observado Y possa ser explicado por uma função de variáveis X:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_p X_p + \varepsilon$$


**Figura 5:** Fluxograma dos procedimentos estatísticos na construção de modelos empíricos utilizando o método de regressão múltipla.

Foi calculado o fator de inflação da variação (VIF) (etapa (f) Figura 5), para testar o impacto da colinearidade, associação entre duas variáveis independentes. O fator VIF mede quanto a variância de um coeficiente de regressão estimado aumenta se as variáveis independentes são correlacionadas. Valores de VIF pequenos (próximo de 1) indicam baixa correlação entre as variáveis, e valores grandes (acima de 5) que as estimativas dos coeficientes de regressão são ruins (HAIR et al., 2005).

Para teste de normalidade da variável resposta foi aplicado o teste não paramétrico Shapiro-Wilk, que calcula uma variável estatística ( $W$ ) e investiga se uma amostra aleatória provém de uma distribuição normal. Shapiro & Wilk (1965); desenvolveram o teste de Shapiro-Wilk mostrando que esse teste é eficiente para diferentes distribuições e tamanhos de amostras quando comparado aos resultados de outros testes, como o de Kolmogorov-Smirnov (LOPES et al., 2013).

Em estudos já realizados, como o de Pereira (2008); que utilizou o método de regressão linear múltipla para correlações entre dados limnológicos da Represa de Itapararanga-SP e espectrais orbitais de alta resolução do satélite Ikonos, foi adotado o  $p$ -valor a nível de significância de 5%. Como esta pesquisa utiliza imagens orbitais de média resolução do satélite Landsat 8/OLI e busca ainda correlações com dados limnológicos de ambientes aquáticos lóticos, o  $p$ -valor do modelo estimado pelo procedimento de regressão e dos coeficientes estimados, ou seja das variáveis explicativas independentes, foram analisados ao nível de significância de 10%.

Segundo Pimenta et al., (2008); em estudos com modelos lineares, é necessário explorar as variáveis independentes para realizar estudos sobre a variável dependente, sendo algumas removidas seletivamente, com objetivo de reduzir seu número na aplicação do modelo. Isto porque, um modelo de regressão com muitas variáveis independentes possui elevado custo computacional e de atualização do modelo, dificultando seu uso e análise. Há, portanto, que se considerar que o número de variáveis utilizadas na construção de um modelo deva possibilitar a descrição, o controle e a predição adequada. Sendo assim, Levine et al., (2011); consideram, ainda, que deve ser utilizado o princípio da

parcimônia, ou seja, deve-se selecionar o modelo mais simples e que cumpra sua função adequadamente.

No conjunto de variáveis independentes pode haver variáveis que pouco influenciam o conjunto de variáveis dependentes. Foram aplicados o método *Stepwise* (etapa (j), Figura 5) para selecionar as variáveis explicativas que mais influenciavam o conjunto de saída do modelo, visando assim, diminuir o número de variáveis a compor a equação de regressão. O método *Stepwise* é feito de forma iterativa, adicionando (passo *forward*) e removendo variáveis (passo *backward*), a partir de um critério de seleção (ALVES et al., 20113).

Na escolha do modelo empírico apropriado buscou-se o modelo que melhor explicava o comportamento da variável resposta. Para tal, foi analisado o coeficiente de determinação ou de explicação  $R^2$ , que mede a parcela da variação de  $Y$  explicada pela variação dos  $X$  (SELL, 2005). Também foi aplicada para esta finalidade, a estatística de Mallows ( $C_p$ ) (MALLOWS, 1995) que é utilizada (TEIXEIRA et al., 2013) em modelos onde o valor da mesma seja pequeno e próximo de  $p$  (número de variáveis regressoras no modelo). Um valor baixo de  $C_p$  indica que o modelo é relativamente preciso e possui variância pequena na estimativa verdadeira dos coeficientes da regressão e na previsão de respostas futuras (MONTGOMERY & RUNGER, 2012).

Nesta linha, diversos critérios para seleção de modelos são apresentados na literatura, como Littel et al., (2002); Wolfinger (1993); Bozdogan (1987). Dentre os critérios para seleção de modelos, os baseados no máximo da função de verossimilhança (MFV) são os mais utilizados, foi então, também analisado o *Akaike Information Criteria* (AIC) do modelo empírico selecionado, que consiste em se relacionar a verossimilhança do modelo (representando o seu ajuste) com o

número de parâmetros que ele estima, o que minimiza a divergência dos valores de Kullback-Leibler (K-L) (SCHMID & SILVA, 2011). O modelo com menor valor de AIC foi considerado o modelo de melhor ajuste.

Outra exigência dos modelos de regressão, que também foi considerada nesta pesquisa, é a análise dos resíduos, que permite a visualização de quais conjuntos de variáveis apresentam melhor ajuste ao modelo. Os resíduos devem apresentar as propriedades de normalidade e variância constante (TORMAN et al., 2012). Para a normalidade foram avaliados os gráficos de normalidade dos três tipos de resíduos: ordinário, padronizado e estudentizado, e o teste Shapiro-Wilk a nível de significância de 10%. Foi ainda realizada a interpretação subjetiva de gráficos apropriados (histograma, boxplot, normalidade e análise do resíduo), assim como o estudo da presença de pontos *outliers* (fora do padrão).

Os modelos empíricos gerados para a inferência de COAs foram utilizados para a entrada no *software* Idrisi Selva (CLARK LABS, 2016), na

especialização da concentração de COAs, a partir das imagens Landsat 8/OLI.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os modelos de regressão múltipla gerados no *software* R, após vários testes realizados considerando todas as variáveis dependentes que apresentaram correlação e significância estatística, foram aplicados para a análise espacial de suas concentrações de COAs no ambiente lótico e semilótico do rio Tibagi.

#### 3.1. Ambiente lótico

A área nas proximidades do ponto de captação da Sanepar apresentou modelos empíricos para a inferência de clorofila-*a* (Tabela 5), em regime de seca e cheia do rio Tibagi. Os modelos estão baseados nas correlações com as bandas espectrais 1 (0.43 – 0.45  $\mu\text{m}$ ) e 9 (1.36 – 1.38  $\mu\text{m}$ ) do satélite Landsat 8/OLI.

**Tabela 5 – Parâmetros dos modelos empíricos para inferência de clorofila-a nas proximidades do ponto de captação da Sanepar**

<b>COA</b>	<b>COA</b>
Clorofila-a	Clorofila-a
<b>AMBIENTE</b>	<b>AMBIENTE</b>
Lótico	Lótico
<b>REGIME</b>	<b>REGIME</b>
Cheia	Seca
<b>MODELO EMPÍRICO</b>	<b>MODELO EMPÍRICO</b>
$Clorofila - a = 4,62 + 0,14 * (B1)$	$Clorofila - a = 1,12 + 0,18 * (B9) * (B9)$
<b>R<sup>2</sup></b>	<b>R<sup>2</sup></b>
0,15	0,27
<b>p VALOR</b>	<b>p VALOR</b>
0,08	0,01
<b>TESTE DE NORMALIDADE – SHAPIRO-WILK</b>	<b>TESTE DE NORMALIDADE – SHAPIRO-WILK</b>
0,96	0,98
<b>LANDSAT 8/OLI - ORBITA/PONTO (222/76)</b>	<b>LANDSAT 8/OLI - ORBITA/PONTO (222/76)</b>
06/mar/16	12/jul/16

No fitoplâncton as moléculas que captam e transformam a energia são chamadas de pigmentos fotossintetizantes, e alguns exemplos são as clorofilas *a*, *b* e *c* e os carotenóides. Estas moléculas absorvem a energia em faixas espectrais específicas, por exemplo, 0.43 e 0.67  $\mu\text{m}$  para a clorofila-*a* e 0.48  $\mu\text{m}$  para o  $\beta$ -caroteno (WEAVER & WRIGLEY, 1994). As principais bandas de absorção pela clorofila-*a* ocorrem entre 0.43 - 0.45  $\mu\text{m}$  e em 0.65 - 0.66  $\mu\text{m}$  na região do visível. Uma relativa diminuição de absorção entre as duas faixas, produz um decréscimo na eficiência de absorção aproximadamente em 0.54  $\mu\text{m}$ , na porção verde do espectro eletromagnético.

Analisando os resultados observa-se valores baixos do R<sup>2</sup>, que

indica o quanto da variação de Y, neste caso a clorofila-*a*, é explicada pelos modelos. Os resultados apontam cerca de 16% de explicação para o modelo de clorofila-*a* do regime de cheia, e de 28% do regime de seca. Esse fator inviabiliza a utilização destes modelos para uma inferência adequada de clorofila-*a* em ambientes aquáticos lóticos do rio Tibagi, devido ao seu baixo nível de resposta.

### 3.2. Ambiente semilêntico

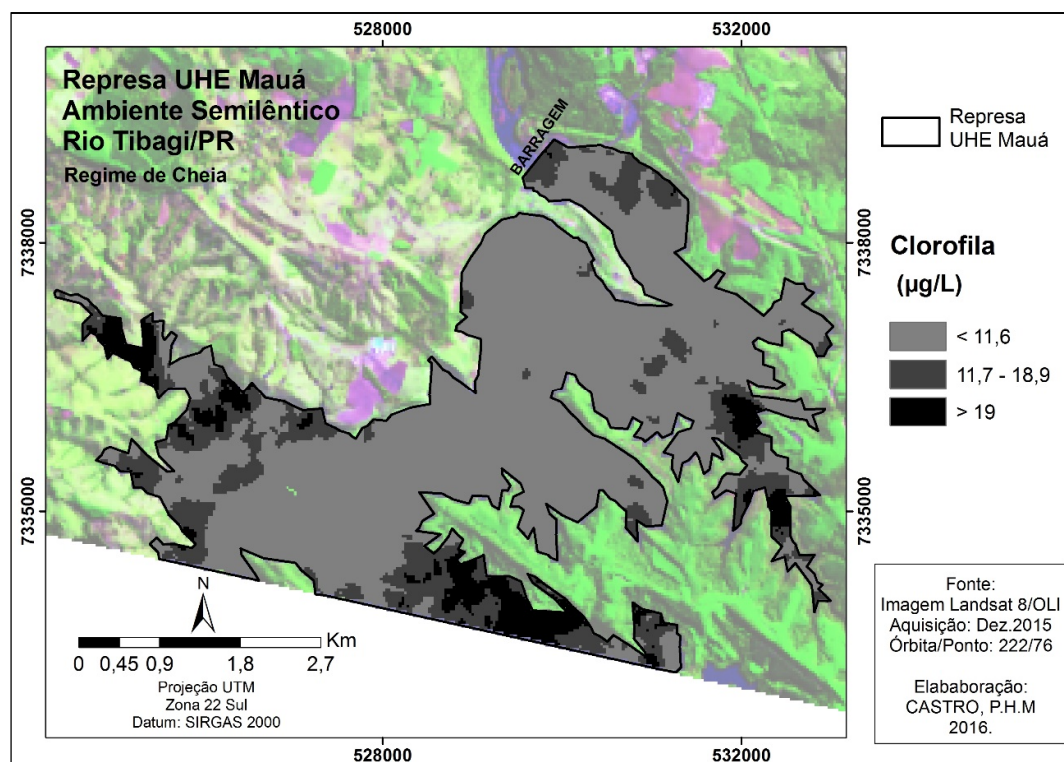
A área da represa da UHE-Mauá apresentou modelos empíricos para a inferência de clorofila-*a* (Tabela 6) e TSS (Tabela 7) em regime de cheia, e para turbidez (Tabela 8) em regime de seca.

**Tabela 6 – Parâmetros do modelo empírico para inferência de clorofila-a na represa da UHE-Mauá**

COA	R <sup>2</sup>
Clorofila-a	0,45
AMBIENTE	ρ VALOR
Semilêntico	0,01
REGIME	TESTE DE NORMALIDADE – SHAPIRO-WILK
Cheia	0,91
MODELO EMPÍRICO	LANDSAT 8/OLI - ORBITA/PONTO (222/76)
$Clorofila - a = -11,53 * (B7) + 17,82 * \left[ \frac{B4}{B3} \right]$	17/dez/15

Analisando o modelo,  $Clorofila - a = -11,53 * (B7) + 17,82 * \left[ \frac{B4}{B3} \right]$ , verifica-se que a banda 7 (2.11 – 2.29 μm) e razão das bandas 4 (2.11 – 2.29 μm) e 3 (0.53 – 0.59 μm) da imagem Landsat 8/OLI, modelaram as concentrações de clorofila-a na água do

reservatório da UHE-Mauá, com R<sup>2</sup> de 0,45, embora esta variável ocorra também em baixas concentrações em grande parte área. O modelo empírico foi aplicado à imagem Landsat 8/OLI de dezembro de 2015, e é apresentada na Figura 6.



**Figura 6:** Distribuição espacial da concentração de clorofila-a, estimada a partir da banda 7 e razão de bandas B4 e B3 da imagem Landsat 8/OLI de dezembro de 2015, para o Reservatório da UHE-Mauá, no rio Tibagi.

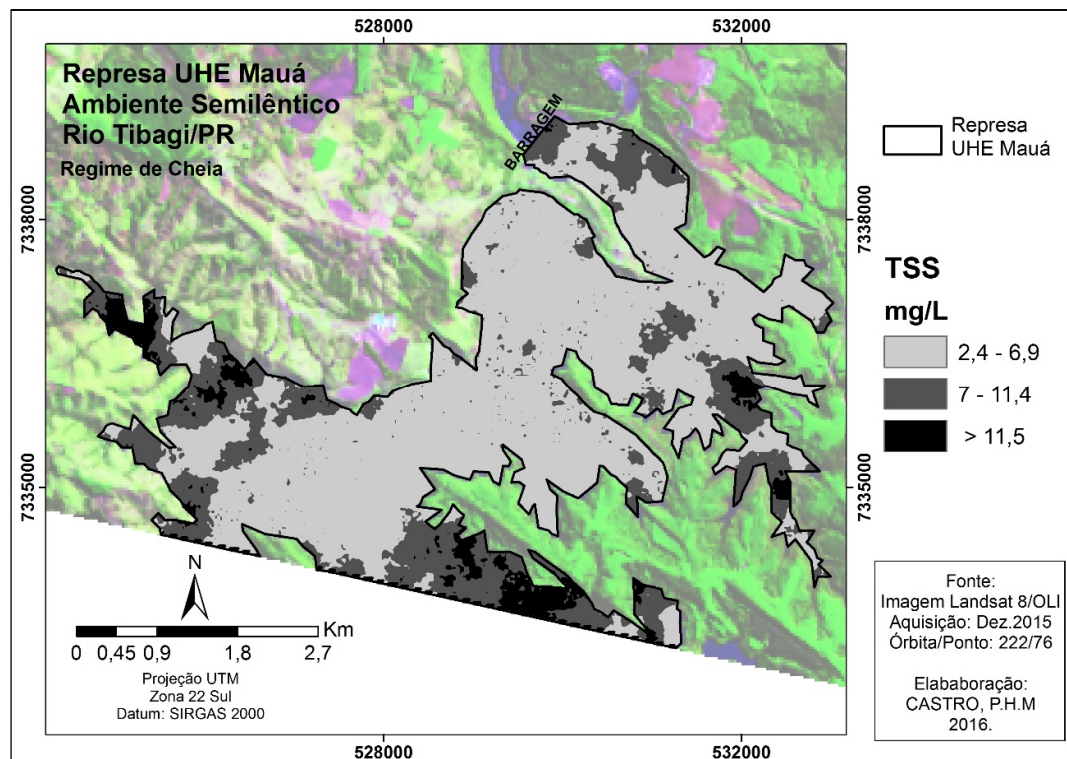
Analisando a distribuição espacial de clorofila-*a*, segundo sua variabilidade em concentração a partir do modelo matemático, pode-se verificar que essas concentrações apresentam valores muito homogêneos para todo o reservatório (entre 4.3 e 11.6 µg/L), sendo que em regiões próximas às áreas marginais do reservatório ocorrem valores um pouco mais altos (maiores que 19 µg/L). As amostras de campo apresentaram valores de clorofila-*a* para o reservatório da UHE-Mauá em regime de cheia, que variaram entre 10.5 e 17.6

µg/L, sendo que os dois pontos com maiores valores de concentração de clorofila-*a* encontram-se exatamente na região dos pontos 12 e 23 de amostragem (ver Figura 2). Tais análises demonstram que o resultado da aplicação do modelo empírico é coerente com os valores de clorofila-*a* e características do corpo d'água.

O modelo empírico da variável TSS é apresentado na Tabela 7. O modelo foi aplicado à imagem Landsat 8/OLI de dezembro de 2015, e é apresentada na Figura 7.

**Tabela 7 – Parâmetros do modelo empírico para inferência de TSS na represa da UHE-Mauá**

<b>COA</b>	<b>R<sup>2</sup></b>
TSS	0,45
<b>AMBIENTE</b>	<b>p VALOR</b>
Semilêntico	0,01
<b>REGIME</b>	<b>TESTE DE NORMALIDADE – SHAPIRO-WILK</b>
Cheia	0.96
<b>MODELO EMPÍRICO</b>	<b>LANDSAT 8/OLI - ORBITA/PONTO (222/76)</b>
$TSS = 38,49 + 0,05 * (B7) - 0,85 * (B9) * (B9)$	17/dez/15



**Figura 7:** Distribuição espacial da concentração de TSS, estimada a partir das bandas 7 e 9 da imagem Landsat 8/OLI de dezembro de 2015, para o Reservatório da UHE-Mauá, no rio Tibagi.

Analisando o modelo  $TSS = 38,49 + 0,05 * (B7) - 0,85 * (B9)$ , verifica-se que as bandas 7 (2.11 – 2.29  $\mu\text{m}$ ) e 9 (1.36 – 1.38  $\mu\text{m}$ ) da imagem Landsat 8/OLI modelaram as concentrações de TSS na água do reservatório da UHE-Mauá, com  $R^2$  de 0,45.

A resposta espectral da água é diretamente afetada pela concentração de sólidos em suspensão, pois o aumento deste ocasiona aumento da reflectância do volume da água, e o deslocamento do máximo de reflectância desta em direção a comprimentos de onda mais longos (TRINDADE et al., 2014). Analisando a distribuição espacial de TSS, segundo sua variabilidade em concentração a partir do modelo matemático, pode-se verificar que apresentam valores muito homogêneos para todo o reservatório (menor que 7.7 mg/L), sendo que em regiões próximas às áreas marginais, entrada de tributários e a barragem do

reservatório ocorrem valores um pouco mais altos, entre 7.7 – 12.7 mg/L, e alguns pontos isolados maiores que 12.7 mg/L.

É provável que a maior concentração de sólidos em regiões marginais da represa da UHE Mauá esteja relacionada a processos de origem natural, uma vez que, a dissolução, carreamento de compostos do solo e das rochas e a decomposição de matéria orgânica constituem-se nas principais fontes naturais de sólidos na água (BUZELLI & CUNHA-SANTINO, 2013). Os eventos de precipitação mais intensos caracterizados em regime de cheia, por exemplo, são capazes de erodir as margens e áreas adjacentes a represa, bem como ressuspender parte dos sólidos sedimentados.

As amostras de campo apresentaram valores de TSS para o reservatório da UHE Mauá em regime de cheia, que variaram entre 4.4 e 8.2 mg/L.

Tais análises demonstram que o resultado da aplicação do modelo empírico é coerente com os valores de TSS e características da água do reservatório.

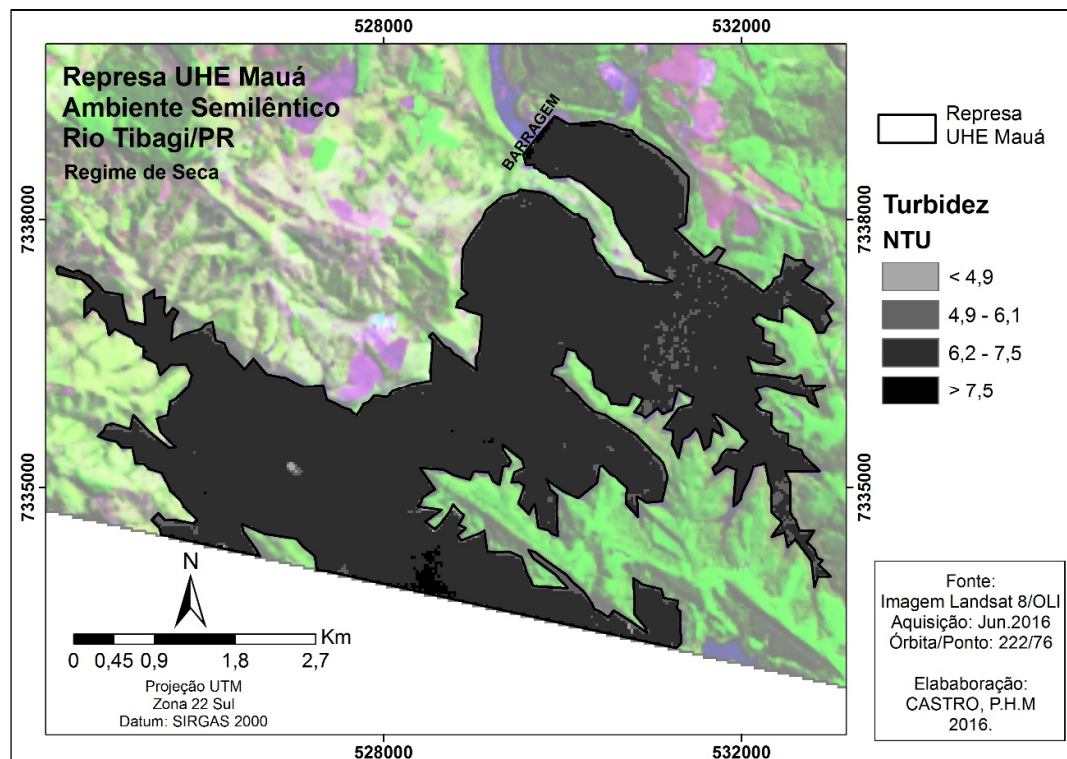
Como salientam Goodin et al., (1993); um dos principais problemas em sensoriamento remoto de sólidos suspensos (incluindo sólidos orgânicos), é separar os efeitos da turbidez causada por sedimentos em suspensão dos efeitos causados pela clorofila do fitoplâncton. A turbidez representa uma

propriedade ótica que mede como a água dispersa a luz. Esta dispersão aumenta com a quantidade de material particulado em suspensão, logo, a turbidez aumenta com a carga de sedimento suspenso (TUNDISI, 2008).

O modelo empírico da variável turbidez é apresentado na Tabela 8. O modelo foi aplicado à imagem Landsat 8/OLI de junho de 2016, e é apresentada na Figura 8.

**Tabela 8 – Parâmetros do modelo empírico para inferência de turbidez na represa da UHE-Mauá**

<b>COA</b>	<b>R<sup>2</sup></b>
Turbidez	0,45
<b>AMBIENTE</b>	<b>p VALOR</b>
Semilêntico	0,006
<b>REGIME</b>	<b>TESTE DE NORMALIDADE – SHAPIRO-WILK</b>
Seca	0,95
<b>MODELO EMPÍRICO</b>	<b>LANDSAT 8/OLI - ORBITA/PONTO (222/76)</b>
$Turbidez = 9,51 - 0,10 * (B1) + 0,10 * (B7) - 1,89 * \left[\frac{B5}{B4}\right]$	10/jun/16



**Figura 8:** Distribuição espacial da concentração de turbidez, estimada a partir das bandas 1 e 7, e razão das bandas 5 e 4, da imagem Landsat 8/OLI de junho de 2016, para o Reservatório da UHE-Mauá, no rio Tibagi.

Analisando o modelo

$Turbidez = 9,51 - 0,10 * (B1) + 0,10 * (B7) - 1,89 * \left[ \frac{B5}{B4} \right]$ , verifica-se que a bandas 1 (0.43 – 0.45  $\mu\text{m}$ ), 7 (2.11 – 2.29  $\mu\text{m}$ ) razão das bandas 5 (0.85 – 0.88  $\mu\text{m}$ ) e 4 (0.64 – 0.67  $\mu\text{m}$ ) da imagem Landsat 8/OLI modelaram as concentrações de turbidez na água do reservatório da UHE-Mauá, em regime de seca, com  $R^2$  de 0,45.

A distribuição espacial de turbidez, segundo sua variabilidade em concentração a partir do modelo matemático, apresenta também valores muito homogêneos para todo o reservatório (entre 6.2 e 7.5 NTU), e alguns pontos isolados maiores que 7.5 NTU. As amostras de campo apresentaram valores de turbidez para o reservatório da UHE Mauá em regime de seca, que variaram entre 5.9 e 7.2 NTU. Tais análises demonstram que o resultado da aplicação do modelo

empírico é coerente com os valores de turbidez e características reservatório.

De modo geral, a aplicação dos modelos empíricos para a estimativa de clorofila-a, TSS e turbidez na represa da UHE Mauá, mostraram-se coerentes com o dados limnológicos do levantamento “*in situ*”, de forma que é possível a utilização dos mesmos para a inferência da concentração e distribuição destes parâmetros. Os modelos mostraram-se coerentes, inclusive, nos valores de  $R^2$ , que não sendo consideravelmente elevados, provavelmente expressam as limitações de qualidade de resolução espectral e espacial das imagens Landsat 8/OLI.

#### 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos confirmam o pressuposto inicial da pesquisa de que a imagem adquirida pelo sensor Landsat

8/OLI tem potencial para detecção e mapeamento de COAs presentes em um corpo d'água de boa qualidade (destinado ao abastecimento público) e de usos múltiplos, neste caso o rio Tibagi. Os dados da distribuição espacial das concentrações de clorofila-*a*, TSS e turbidez, componentes opticamente ativos considerados neste estudo, apresentaram valores baixos. Em estudos similares, Han et al., (1994) e Kirk (1994); os autores procuram estimar COAs em concentrações muito maiores do que as observadas nas áreas de estudo do rio Tibagi.

O sensor multiespectral Landsat 8/OLI que obtém imagens em média resolução espectral, onde a coleta de dados acontece em amplas bandas espectrais, não apresentou bons resultados para detecção de COAs em ambientes aquáticos lóticos, não conseguindo detectar grande parte das estruturas espectrais mais sutis associadas com sólidos suspensos na água. Os trabalhos de comportamento espectral da água baseiam-se na aquisição simultânea dos dados espectrais e dados “*in situ*” de parâmetros de qualidade da água. Por este motivo, a dinâmica do ambiente aquático lótico, pode também ter interferido e dificultado a simultaneidade da aquisição dos dados espectrais orbitais e limnológicos.

No entanto, para ambientes aquáticos semilênticos, o sensor orbital Landsat 8/OLI apresentou modelos empíricos para a detecção de clorofila-*a*, TSS e turbidez. Os modelos gerados podem ser aplicados à imagens do satélite Landsat 8/OLI, para promover o monitoramento contínuo (com uma periodicidade mínima de 16 dias) destas variáveis no reservatório da UHE-Mauá, e até mesmo direcionar análises pontuais “*in situ*” no corpo hídrico. Provavelmente, devido à maior homogeneidade na resposta espectral nos pontos analisados no reservatório, em decorrência da baixa variação na concentração de seus COAs,

houve dificuldade na estimativa mais acurada da concentração desses constituintes por sensoriamento remoto.

Não pode também ser descartada a possibilidade de interferência do fator climático na construção de modelos com maior valor de predição. Os anos de 2015 e 2016, em que foram realizadas as coletas, mostram-se atípicos principalmente em relação aos níveis de precipitação, que foram superiores aos valores esperados (Tabela 1), tanto para o trimestre mais seco (junho, julho e agosto), quanto para o trimestre mais chuvoso (dezembro, janeiro e fevereiro).

O fato dos dados multiespectrais do satélite Landsat 8/OLI serem sensíveis à presença de COAs no reservatório, mesmo em concentrações relativamente baixas, revela um potencial ainda pouco testado. Os resultados abrem perspectivas para a realização de outros levantamentos e análises a fim de conhecer melhor os intervalos espectrais do satélite Landsat 8/OLI, que melhor se correlacionam com essas variáveis limnológicas.

## AGRADECIMENTO

À CAPES pelo apoio financeiro na concessão de bolsa de doutoramento.

## REFERÊNCIAS

- ALDERMAN, K., TURNER, L. R., & TONG, S. L. **Floods and human health: A systematic review.** Environment International, 47, 2012. 37–47.
- ALVES, M. F; LOTUFO, A. D. P; LOPES, M.L.M. **Seleção de variáveis Stepwise aplicadas em redes neurais artificiais para previsão de demanda de cargas elétricas.** Conferência Brasileira de Dinâmica, Controle e Aplicações. 2013.

- BOND, N. R., LAKE, P.S., & ARTHINGTON, A. H. (2008). **The impacts of drought on freshwater ecosystems: An Australian perspective.** *Hydrobiologia*, 600, 2008. 3–16.
- BOZDONGAN. H. **Model selection and Akaike's Information Criterion (AIC): The general theory and its analytical extensions.** *Psychometrika*. v.52, n.3, 345-370, Sep. 1987.
- BRYANT, E. C. **Statistical analysis.** New York: McGraw-Hill Book, 1960. 303p.
- BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO. M. B. **Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP).** *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.
- CASTRO, P. H. M; PEREIRA, A. C. F; BARROS, M. V.F. **Esquema amostral para o monitoramento da qualidade da água do rio Tibagi/PR, utilizando imagens Landsat 8/OLI.** *Revista Brasileira de Cartografia*. 2017. No prelo.
- CHAVEZ, Jr., P.S. **Image-based atmospheric corrections – revisited and improved.** *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Bethesda, v.62, p.1025-1036, 1996.
- CLARK LABS - TerrSet Geospatial Monitoring and Modeling Software – IDRISI. Disponível em: <https://clarklabs.org/terrset/>. Acesso em Dez. 2016.
- ELLIOTT, J; DERYNG, D; MÜLLER, E; et al. **Constraints and potentials of future irrigation water availability on agricultural production under climate change.** *PNAS*. vol. 111, n. 9. P. 3239–3244, 2014.
- FERREIRA, M. M. C.; MELGO, M. S.; VOLPE, P. L. **Quimiometria I: calibração multivariada, um tutorial.** *Quim. Nova* 1999, 22, 724.
- GIARDINO, C., BRESCIANI, M., VILLA, P., & MARTINELLI, A. **Application of remote sensing in water resource management: The case study of Lake Trasimeno, Italy.** *Water Resources Management*, 24, 2010. 3885–3899.
- GITELSON, A. A.; KONDRATYEV, K. Y. **Optical models of mesotrophic and eutrophic water bodies.** *International Journal of Remote Sensing*, v. 12, n. 3, p. 373–385, 1991.
- GOODIN, D. G.; HAN, L.; FRASER, R. N.; RUNDQUIST, C.; STEBBINS, W. A.; SCHALLES, J. F. **Analysis of suspended solids in water using remotely sensed high resolution derivative spectra.** *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. Vol. 59, n. 4, p. 505 – 510, 1993.
- HAIR Jr., ANDERSON, R.E., TATHAM, R.L., BLACK, W.C. **Análise multivariada de dados.** Adonai Schlup Sant'Anna e Anselmo Chaves Neto – 5ª. ed. Porto Alegre: Bookman, 2005. 593p.
- HAMBRIGHT, K.D; XIAO, X; DZIALOWSKI, A.R. **Remote Sensing of WQ and harmful algae in OK Lakes.** University of Oklahoma, 2013.
- HAN, L. **The spectral responses of algal chlorophyll in water with varying levels of suspended sediment.** *International Journal of Remote Sensing*. Abingdon, v. 15, 1994, n. 18, p. 3707-3718,
- HOEKSTRA, A, Y; MEKONNEN, M. M. **The water footprint of humanity.** *PNAS*. vol. 109, n. 9. P. 3232–3237, 2012.

- HOGUE, E. F., WRIGHT, C. W., & SWIFT, R. N. **Radiance ratio algorithm wavelengths for remote oceanic chlorophyll determination.** Applied Optics, v. 26, n. 11, p. 2082–2094, 1987.
- KIRK, J.T.O. **Light & Photosynthesis in aquatic ecosystems.** Cambridge University Press, 1994. 509p.
- KONDO, H., SEO, N., YASUDA, T., HASIZUME, M., KOIDO, Y., NINOMIYA, N. **Post-flood-infectious diseases in Mozambique.** Prehospital and Disaster Medicine, 17, 2002. 126–133.
- LAKE, P.S. **Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters.** Freshwater Biology, 48, 2003. 1161–1172
- LI, K. Z., WU, S. H., DAI, E. F., & XU, Z. C. **Flood loss analysis and quantitative risk assessment in China.** Natural Hazards, 63, 2012. 737–760
- LITTELL, R. C.; MILLIKEN, G. A. STROUP, W. W & WOLFINGER, R. D. **SAS System for Mixed Models.** Cary: Statistical Analysis System Institute, 2002. 633p.
- LOPES M. M; BRANCO, V.T.F; SOARES, J.B. **Utilização dos testes estatísticos de Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk para verificação da normalidade para materiais de pavimentação.** TRANSPORTES v. 21, n. 1 (2013) p. 59–66.
- MALLOWS, C. L. **More comments on Cp.** Technometrics, v.37, p. 362–372, 1995.
- MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros.** 5. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2012. 521p.
- MORSS, R. E., WILHELMI, O. V., DOWNTON, M.W., & GRUNTFEST, E. **Flood risk, uncertainty, and scientific information for decision making — Lessons from an interdisciplinary project.** Bulletin of the American Meteorological Society. 2005.
- NOVO, E. M. L. M. **Monitoramento de Quantidade e Qualidade da Água e Sensoriamento Remoto.** XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. 2007.
- PEREIRA FILHO, W.; GALVÃO, L. S. **Relações entre reflectância espectral e concentração de sedimentos em suspensão no reservatório Passo Real, região Sul do Brasil.** In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 1997, Mérida, Anais..., Mérida: Selper, 1997.
- PEREIRA, A. C. de F. **Desenvolvimento de método para inferência de características físicas da água associadas às variações espectrais. Caso de Estudo: Reservatório de Itupararanga/SP.** Tese de doutorado - Presidente Prudente, 2008, 206 p.
- PRADO, D. A; BARBIERA, D. W; SANTOS, F. C; FILHO, W. P. **Relação entre componentes ópticamente ativos da água do reservatório da Usina Hidrelétrica Dona Francisca com imagem de satélite.** XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p.1192.
- R-PROJECT. Disponível em: <https://www.r-project.org/about.html>. Acesso em Dez. 2016.
- RULLI, M. C; SAVIORI, A. D'ODORICO, P. **Global land and water grabbing.** PNAS. vol. 110, n. 3. P. 892–897, 2013.

- RUNDQUIST, D. C.; LUOHENG, H.; SCHALLES, J. F.; PEAKE, J. S. **Remote measurement of algal chlorophyll in surface waters: the case for first derivative of reflectance near 690 nm.** Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, v. 62, n. 2, p. 195-200, 1996.
- SCHMID, B; SILVA, N.N. **Estimação de sub-registro de nascidos vivos pelo método de captura e recaptura, Sergipe.** Rev Saúde Pública 2011;45(6):1088-98.
- SELL, I. **Utilização da regressão linear como ferramenta de decisão na gestão de custos.** Anais do IX Congresso Internacional de Custos - Florianópolis, SC, Brasil - 28 a 30 de novembro de 2005.
- SHAPIRO, S. S. E M. B. WILK. **An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples).** Biometrika Trust, London, v. 52, p. 591-609. 1965.
- SMITHEE, D., B. CAUTHRON, J. WRIGHT, C. ARMSTRONG, G. GILLILAND, T. CLYDE, C. MCCRACKIN, K. D. HAMBRIGHT, R. LYNCH, D. MOORE, R. WEST, E. PHILLIPS, D. TOWNSEND, AND S. ZIARA. **Protocols for Harmful Algae Bloom Monitoring in Oklahoma Lakes.** Oklahoma Office of the Secretary of Environment, Oklahoma City, Oklahoma. 2012.
- SUDERHSA - Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. **Qualidade das Águas Interiores do Estado do Paraná 1987-1995,** Curitiba, 1997.
- TACHIBANA, V.M.; IMAI, N.N.; ENNES, R.; VICENTIN, D.M. **Aplicação de técnicas utilizando regressão clássica e espacial na cidade de Presidente Prudente-SP.** Anais do II Simpósio Brasileiro de Geomática e V Colóquio Brasileiro de Ciências Geodésicas, Presidente Prudente-SP, pp.719-725. 2007.
- TEIXEIRA, C.F.A; DAMÉ, R.C.F; DISCONZI, P.B; PINTO, M.A.B; WINKER, A.S; SANTOS, J.P. **Estatística de Mallows na seleção de modelos de predição da precipitação média mensal e anual no Rio Grande do Sul.** Revista Agro@mbiente On-line, v. 7, n. 2, p. 145-153, maio-agosto, 2013.
- TORMAN, V.B.L; COSTER, R; RIBOLDI, J. **Normalidade de variáveis: métodos de verificação e comparação de alguns testes não-paramétricos por simulação.** Rev HCPA 2012; 32 (2). 227-234.
- TRINDADE, P.M.P; SILVEIRA, G.V; PRADO, D. A; FILHO, W.P. **Resposta espectral de sólidos em suspensão com o uso do espectrorradiômetro.** Anais XXVI Congresso Brasileiro de Cartografia V Congresso Brasileiro de Geoprocessamento XXV Expositcarta. Agosto de 2014.
- WEAVER, E. C.; WRIGLEY, R. **Factors Affecting the Identification of Phytoplankton Groups by Means of Remote Sensing.** NASA Technical Memorandum 108799. 1994.
- WOLFINGER, R. D. **Covariance structure selection in general mixed models. Communications in Statistics.** V.22. p1079-1106. 1993.
- ZIMMERMANN, C. M; GUIMARÃES, O. M; PERALTA-ZAMORA, P. G. **Avaliação da qualidade do corpo hídrico do rio Tibagi na região de Ponta Grossa utilizando análise de componentes principais (PCA).** Quim. Nova, Vol. 31, No. 7, 1727-1732, 2008.

## CONCLUSÕES

Os resultados obtidos confirmam a hipótese inicial do trabalho de que, as bandas espectrais do satélite Landsat 8/OLI tem potencial para discriminar COAs presentes no rio Tibagi, principalmente em ambientes aquáticos semilênticos, como a represa da UHE Mauá, e conseqüentemente em demais ambientes que apresentem caráter lêntico, por se tratar de imagens multiespectrais de média resolução. A dificuldade de se obter modelos empíricos mais acurados para inferência de COAs na represa da UHE Mauá, dentre outros motivos, se deteve na resolução espacial das imagens Landsat 8/OLI, de 30 m, que corresponde à uma área de cobertura de 900 m<sup>2</sup> reais em cada pixel da imagem. Por este motivo, algumas variações mais sutis em relação a concentração dos COAs podem ter sido homogeneizadas.

As chuvas irregulares podem também ter interferido na construção de modelos empíricos com maiores valores de predição. Os níveis de precipitação esperada para o trimestre chuvoso e de seca, entre os anos de 2015 e 2016 foram atípicos. Em ambos a precipitação foi maior do que os valores médios para o Estado do Paraná segundo dados do Instituto Agrônômico do Paraná. No trimestre chuvoso (dez./2015; jan./2016; fev./2016) o total de precipitação foi de 1.116,8 mm, para um limite entre 500 a 600 mm esperados. Por este motivo, inclusive, uma das campanhas de campo para coleta de dados limnológicos foi adiado para o mês de março de 2016. No trimestre de seca (jun./2016; jul./2016; ago./2016) o total de precipitação foi de 263 mm, para um limite de 200 a 225 mm esperados.

Demais fatores ambientais como, a presença de vento, ondas e correnteza não podem ser desprezados, e foram também limitantes, por exemplo, para a estabilidade da embarcação no momento da coleta das amostras, principalmente no ambiente lótico. Os deslocamentos durante as aquisições das amostras, ainda que pequenos, podem ter contribuído para interferências nas correlações dos dados limnológicos e espectrais.

Ainda que os resultados não tenham sido satisfatórios para a detecção de COAs em ambientes aquáticos lóticos, a pesquisa inovou, à medida que abre perspectivas para estudos nos ambientes lóticos com imagens multiespectrais ou hiperespectrais de alta resolução espacial. Devido a dinamicidade destes ambientes, a operacionalidade do sensoriamento remoto em detectar COAs, foi ainda pouco explorada nestas áreas.

Uma etapa complicada da pesquisa foi a realização da coleta das variáveis limnológicas “*in situ*” simultaneamente com a obtenção das imagens Landsat 8/OLI. Uma vez que a elaboração dos planejamentos para as execuções dos trabalhos de campo, principalmente em face da necessidade de deslocamento de toda a equipe, possuía uma logística bastante complexa devido as datas de passagem do satélite e, ainda, condições climáticas favoráveis. Como tratavam-se de duas áreas distintas, no caso do reservatório da UHE Mauá, distante cerca de 170 km de Londrina, contou-se com o suporte logístico e técnico, contudo, ainda a simultaneidade na coleta de alguns dados foram prejudicadas. Nestes casos, inicialmente foram priorizadas as coletas nas proximidades do ponto de captação da Sanepar, o ambiente lótico.

A análise prévia de estudos da qualidade da água no rio Tibagi, De França (2002); Medri et al., (2002); CNEC (2004, 2010); SUDERHSA (2008); SEMA (2009); apontam que a água do rio Tibagi é de boa qualidade, atualmente enquadrado na classe 2, conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005. Essa afirmativa foi confirmada posteriormente pelas análises laboratoriais dos pontos de coleta “*in situ*”, e de correlação entre dados espectrais e variáveis limnológicas, sendo que a variável clorofila-a foi a que melhor apresentou correlações.

A aplicação do método estatístico de regressão linear múltipla, no *software* R, mostrou-se adequada para a modelagem dos modelos empíricos para a inferência de clorofila-a, TSS e turbidez no reservatório da UHE Mauá. Na análise das correlações entre as variáveis dependentes e independentes, o amplo intervalo das bandas espectrais do satélite Landsat 8/OLI foi um fator limitante, pois certas feições do comportamento espectral dos alvos podem ter sido generalizados à amplos intervalos.

Para a seleção das bandas originais, de razão e subtração de bandas do satélite Landsat 8/OLI, foi utilizada a abordagem exposta por trabalhos já realizados que avaliaram o comportamento espectral dos COAs. No entanto, devido à recente operacionalização do satélite Landsat 8/OLI, sugere-se ainda que sejam testadas novas combinações a fim de se conhecer melhor as características imageadoras do sensor OLI.

O fato dos dados espectrais identificar a presença de clorofila-a, TSS e turbidez no reservatório, mesmo em concentrações relativamente baixas, revela uma habilidade pouco testada, visto que os trabalhos desenvolvidos por outros

autores, se configuram em ambientes aquáticos bem definidos e/ou controlados, ou em sistemas complexos, que possuem alta concentração dos componentes opticamente ativos. Diante disso, sugere-se que estudos deste gênero, devam continuar sendo realizados para aumentar a precisão das estimativas e se testar novas metodologias para análise de imagens multiespectrais orbitais de média resolução espectral e espacial.

As análises laboratoriais para os parâmetros de clorofila-a, TSS e turbidez, realizadas no Laboratório de Saneamento da Universidade Estadual de Londrina, para as três campanhas de coleta totalizaram aproximadamente 252 amostras. Estimou-se os custos para essas análises em cerca de 6 mil reais. A utilização dos modelos matemáticos gerados para monitoramento da água do reservatório da UHE Mauá, se apresenta como uma alternativa mais acessível financeiramente, uma vez que a disponibilização das imagens Landsat 8/OLI são gratuitas. Outra vantagem é que devido a resolução temporal do sensor orbital, é possível o monitoramento do corpo aquático com um intervalo mínimo de 16 dias, e respeitando este intervalo, inclusive, direcionar estudos pontuais específicos que exijam análises laboratoriais convencionais.

Levando em consideração os resultados obtidos, algumas recomendações podem ser feitas:

- Para estimativas mais eficientes de COAs, há necessidade de se coletar mais elementos amostrais para geração de modelos empíricos que expliquem melhor o ambiente;
- Para modelos empíricos mais acurados na estimativa de COAs em ambientes aquáticos semilênticos, como a represa da UHE Mauá, sugere-se a utilização de imagens orbitais de alta resolução espacial ou hiperespectrais;
- Para a construção de modelos de inferência de COAs em ambientes aquáticos lóticos, sugere-se a utilização de imagens orbitais hiperespectrais e também a coleta de dados espectrais “*in situ*”, por meio de espectroradiômetro, para posterior correlação com os dados limnológicos.

## REFERÊNCIAS

- ABRAMS, M. J., ASHLEY, R., ROWAN, L. C., GOETZ, A. F. H., & KAHLE, A. B. **Mapping of hydrothermal alteration in the Cuprite mining district, Nevada, using aircraft scanner imagery for the 0.46–2.36  $\mu\text{m}$  spectral region.** *Geology*, 5, 713–718. 1977.
- ALI, K.; WITTER, D.; ORTIZ, J. **Application of empirical and semi-analytical algorithms to MERIS data for estimating chlorophyll a in Case 2 waters of Lake Erie.** *Environ. Earth Sci.* 71, 4209–4220. 2014
- AMMENBERG, P., FLINK, P., LINDELL, T., PIERSON, D., & STROMBECK, N. **Bio-optical modelling combined with remote sensing to assess water quality.** *International Journal of Remote Sensing*, 23(8), 1621–1638. 2002.
- APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for examination of water and wastewater.** 22<sup>nd</sup> ed. Washington: American Public Health Association; 2012, 1360 p.
- AVERY, T.E.; BERLIN, G.L. **Fundamentals of remote sensing and airphoto interpretation.** New York: Macmillan Publishing Company. 1992.
- BAPTISTA, M; COELHO, M.M.L.P.; CIRILO, J. A. (Org.). **Hidráulica aplicada.** Porto Alegre: ABRH, 2001.
- BARBOSA, C.C.F. **Sensoriamento Remoto da dinâmica da circulação da água do sistema planície de Curai/Rio Amazonas.** São José dos Campos, 2005. 281 f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - INPE, São José dos Campos.
- BASTOS, R. K. X. **Impactos da construção de centrais hidrelétricas relacionados com a água: pressupostos para a avaliação e proposição de medidas mitigadoras.** In: Simpósio Brasileiro de Biodiversidade - V.11, N1, 2012 - pág. 40 Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas, 1., 1998, Poços de Caldas. Anais. São Paulo: CMGB, 1998.
- BINDING, C.E.; GREENBERG, T.A.; BUKATA, R.P. **The MERIS Maximum Chlorophyll Index; its merits and limitations for inland water algal bloom monitoring.** *J. Great Lakes Res.* 39, 100–107. 2013.
- BRANDO, V.E.; DEKKER, A.G. **Satellite hyperspectral remote sensing for estimating estuarine and coastal water quality.** *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 41, 1378–1387. 2003.
- BRESCIANI, M.; STROPPIANA, D.; ODERMATT, D.; MORABITO, G.; GIARDINO, C. **Assessing remotely sensed chlorophyll-a for the implementation of the water framework directive in European perialpine lakes.** *Sci. Total Environ.* 409, 3083–3091. 2011.
- BREZONIK, P.L.; MENKEN, K.; BAUER, M.E. **Landsat-based remote sensing of lake water quality characteristics, including chlorophyll and colored dissolved organic matter (CDOM).** *Lake Reserv. Manage.* 21, 373–382. 2005.

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

BUKATA, R.P.; POZDNYAKOV, D.V.; JEROME, J.H.; TANIS, F.J. **Validation of a radiometric color model applicable to optically complex water bodies.** *Remote Sens. Environ.* 77, 165–172. 2001

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

CARROLL, M. W., GLASER, J. A., HELLMICH, R. L., HUNT, T. E., SAPPINGTON, T. W., CALVIN, D. **Use of spectral vegetation indices derived from airborne hyperspectral imagery for detection of European corn borer infestation in Iowa corn plots.** *Journal of Economic Entomology*, 101(5), 1614–1623. 2008.

CASSOL, A. P. V.; PEREIRA FILHO, W.; DOMINGUES, A. L.; SANTOS, F. C.; OLIVEIRA, M. A. **Características limnológicas de compartimentos aquáticos opticamente ativos no reservatório Itaúba, RS, Brasil.** *Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBRS*, Foz do Iguaçu, PR, Brasil. INPE. 2013.

CEC – Consórcio Energético Cruzeiro do Sul. **Estudos sobre Qualidade da Água.** Disponível em: <http://www.consorcio Cruzeiro dosul.com.br/meio-ambiente/estudos-sobre-qualidade-da-agua>. Acesso em: out. 2015.

CHANG, N.B.; DARANPOB, A.; YANG, Y.J.; JIN, K.R. **Comparative data mining analysis for information retrieval of MODIS images: Monitoring lake turbidity changes at Lake Okeechobee, Florida.** *J. Appl. Remote Sens.* 3, doi:10.1117/1.3244644. 2009.

CHAROENPANYANET, A., & CHEN, X. **Satellite-based modeling of Anopheles mosquito densities on heterogeneous land cover in Western Thailand.** *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 37, 159–164. 2008.

CHAVEZ, J. P.S. **An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data.** *Remote Sensing of Environment*. New York, v.24, p. 459-479, 1988.

CHIPMAN, J. W., OLMANSON, L. G., & GITELSON, A. A. **Remote sensing methods for lake management: A guide for resource managers and decision-makers.** Developed by North American Lake Management Society in collaboration with Dartmouth College, University of Minnesota, University of Nebraska and University of Wisconsin for the U.S. Environmental Protection Agency. 2009.

CLARK, R. N., KING, T. V. V., KLEJWA, M., SWAYZE, G. A., & VERGA, N. **High spectral resolution reflectance spectroscopy of minerals.** *Journal of Geophysical Research — Solid Earth and Planets*, 95, 12653–12680, 1990.

CNEC ENGENHARIA S/A. **Estudo de Impacto Ambiental Aproveitamento Hidrelétrico Mauá, Bacia do rio Tibagi / PR, 2004.**

CNEC ENGENHARIA S/A. **Revisão dos estudos de inventário hidrelétrico do rio Tibagi relatório final – volume 19 - apêndice e Avaliação ambiental integrada da alternativa selecionada, 2010.**

CONAMA. **Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005.** Conselho Nacional do Meio Ambiente - Publicada no DOU nº 53, de 17 de março de 2005.

DA SILVA, J.M., ALMEIDA, V.L.S.; FUENTES, E.V.; CORDEIRO – ARAÚJO, M.K.; MOURA, A.N. e SEVERI, W. **Diversidade da ficoflórula no reservatório de Itaparica, Região Nordeste, Brasil.** 2008.

DAMBACH, P., MACHAULT, V., LACAUX, J. -P., VIGNOLLES, C., SIÉ, A., & SAUERBORN, R. **Utilization of combined remote sensing techniques to detect environmental variables influencing malaria vector densities in rural West Africa.** International Journal of Health Geographics, 11. 2012.

DE FRANÇA, V. **O rio Tibagi no contexto hidrogeográfico paranaense.** Capítulo 3, 45-61. In: A bacia do rio Tibagi. MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A. & PIMENTA, J.A. Editores. Londrina, PR. 595p. 2002.

DEKKER, A.G.; BRANDO, V.E.; ANSTEE, J.M. **Retrospective seagrass change detection in a shallow coastal tidal Australian lake.** Remote Sens. Environ. 97, 415–433. 2005.

DEWAN, A.M., ISLAM, M.M., KUMAMOTO, T., & NISHIGAKI, M. **Evaluating flood hazard for land-use planning in Greater Dhaka of Bangladesh using remote sensing and GIS techniques.** Water Resources Management, 21, 1601–1612. 2007.

DOODS, W.K. Freshwater ecology, **Concepts and Environmental Applications.** Orlando, Flórida: Academic Press, 2002.

ELLIOTT, J; DERYNG, D; MÜLLER, E; et al. **Constraints and potentials of future irrigation water availability on agricultural production under climate change.** PNAS. vol. 111, n. 9. P. 3239–3244, 2014.

ENNES, R. **Potencial das Imagens Hiperespectrais Orbitais na Detecção de Componentes Ópticamente Ativos no Reservatório de Itapararanga.** UNESP. Presidente Prudente, 2008. Dissertação de Mestrado. 127 p.

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

GARDELLE, J., HIERNAUX, P., KERGOAT, L., & GRIPPA, M. **Less rain, more water in ponds: A remote sensing study of the dynamics of surface waters from 1950 to present in pastoral Sahel (Gourma region, Mali).** Hydrology and Earth System Sciences Discussions, 6, 5047–5083. 2009.

GIARDINO, C.; BRESCIANI, M.; STROPPIANA, D.; OGGIONI, A.; MORABITO, G. **Optical remote sensing of lakes: An overview on lake Maggiore.** *J. Limnol.* 73, 201–214. 2014

GITELSON, A., GARBUZOV, G., SZILAGYI, F., MITTENZWEY, K., KARNIELI, A., & KAISER, A. **Quantitative remote sensing methods for real-time monitoring of inland Waters nquality.** *International Journal of Remote Sensing*, 14, 1269–1295. 1993.

GLEICK, P. H. *The world's water. 2000-2001. Report on Freshwater Resources.* Island Press, 2000. 315p

GOETZ, A. F. H., & SRIVASTAVA, V. **Mineralogical mapping in the Cuprite mining district, Nevada. Proceedings, Airborne Imaging Spectrometer Data Analysis Workshop.** Jet Propulsion Laboratory. (pp. 22–31) Pasadena, California: JPL Publication 85-41. 1985.

GÜRTLER, S.; Epiphanyo, J. C. N.; Luis, A. J. B.; Formaggio, A. R. **Planilha Eletrônica para o Cálculo da Reflectância em Imagens TM e ETM+ Landsat.** *RBC - Revista Brasileira de Cartografia.* n. 57/02,p. 162-167, ISSN 1808-0936, 2005.

GUTTLER, F. N., NICULESCU, S., & GOHIN, F. **Turbidity retrieval and monitoring of Danube Delta waters using multi-sensor optical remote sensing data: An integrated view from the delta plain lakes to the western-northwestern Black Sea coastal zone.** *Remote Sensing of Environment*, 132, 86–101. 2013.

HAAS, E. M., BARTHOLOMÉ, E., & COMBAL, B. **Time series analysis of optical remote sensing data for the mapping of temporary surface water bodies in sub-Saharan western Africa.** *Journal of Hydrology*, 370, 52–63. 2009.

HABOUDANE, D., MILLER, J. R., TREMBLAY, N., ZARCO-TEJADA, P. J., & DEXTRAZE, L. **Integrated narrow-band vegetation indices for prediction of crop chlorophyll content for application to precision agriculture.** *Remote Sensing of Environment*, 81(2–3), 416–426. 2002.

HAKVOORT, H., DE HAAN, J., JORDANS, R., VOS, R., PETERS, S., & RIJKEBOER, M. **Towards airborne remote sensing of water quality in The Netherlands — Validation and error analysis.** *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 57, 171–183. 2002.

HE, B., OKI, K., WANG, Y., OKI, T., YAMASHIKI, Y., TAKARA, K. **Analysis of stream water quality and estimation of nutrient load with the aid of Quick Bird remote sensing imagery.** *Hydrological Sciences Journal/Des Sciences Hydrologiques*, 57,850–860. 2012.

HOEKSTRA, A, Y; MEKONNEN, M. M. *The water footprint of humanity.* *PNAS.* vol. 109, n. 9. P. 3232–3237, 2012.

HOOGENBOOM, H. J., DEKKER, A. G., & DE HAAN, J. F. **Retrieval of chlorophyll and suspended matter in inland waters from CASI data by matrix inversion.** *Canadian Journal of Remote Sensing*, 24(2), 144–152. 1998.

HORION, S.; BERGAMINO, N.; STENUITE, S.; DESCY, J.P.; PLISNIER, P.D.; LOISELLE, S.A.; CORNET, Y. **Optimized extraction of daily bio-optical time series derived from MODIS/Aqua imagery for Lake Tanganyika, Africa.** Remote Sens. Environ. 114, 781–791. 2010

HU, C.; LEE, Z.P.; MA, R.; YU, K.; LI, D.; SHANG, S. **Moderate resolution imaging spectroradiometer (MODIS) observations of cyanobacteria blooms in Taihu Lake, China.** J. Geophys. Res. 115, doi:10.1029/2009JC005511. 2010.

IAP – INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Monitoramento da qualidade da água do rio Tibagi e Barra Grande, na área de influência do futuro reservatório de Mauá e município de Londrina– PR, no período de abril de 2010 a dezembro de 2011.** Governo do Estado do Paraná - Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Curitiba, 2012.

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

JI, L., ZHANG, L., & WYLIE, B. **Analysis of dynamic thresholds for the normalized difference water index.** Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 75, 1307–1317. 2009.

JIANG, Z., QI, J., SU, S., ZHANG, Z., & WU, J. **Water body delineation using index composition and HIS transformation.** International Journal of Remote Sensing, 33, 3402–3421. 2012.

KABA, E.; PHILPOT, W.; STEENHUIS, T. **Evaluating suitability of MODIS-Terra images for reproducing historic sediment concentrations in water bodies: Lake Tana, Ethiopia.** Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf. 26, 286–297. 2014

KIMMEL, B. L.; et al. **Reservoir Primary Production.** In: THORNTON, K. W., et al. (Eds). Reservoir Limnology: Ecological Perspectives. New York: John Wiley na sons, 1990.

LACAU, J. P., TOURRE, Y. M., VIGNOLLES, C., NDIONE, J. A., & LAFAYE, M. **Classification of ponds from high-spatial resolution remote sensing: Application to Rift Valley Fever epidemics in Senegal.** Remote Sensing of Environment, 106, 66–74. 2007.

LATHROP, R.G. **Landsat thematic mapper monitoring of turbid inland water-quality.** Photogram. Engrg. Remote Sens. 58, 465–470. 1992.

LEE, Z.; WEIDEMANN, A.; ARNONE, R. Combined Effect of reduced band number and increased bandwidth on shallow water remote sensing: The case of worldview 2. IEEE Trans. Geosci. Remote Sens. 51, 2577–2586. 2013.

LIMA, R. N. S.; RIBEIRO, C. B. M.; FERREIRA, R. D.; BARBOSA, C. C F. **Análise espectral in situ e orbital para a estimativa da concentração de clorofila-a no reservatório da UHE de Funil – RJ.** Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE. 2013.

LINDELL, T.; PIERSON, D.; PREMAZZI, G.; ZILIOI, E. **Manual for Monitoring European Lakes Using Remote Sensing Techniques**. EUR Report n.18665 EN; Joint Research Centre: Ispra, Italy, 1999.

LOBO, F.L.; COSTA, M.P.F.; NOVO, E.M.L.M. **Time-series analysis of Landsat-MSS/TM/OLI images over Amazonian waters impacted by gold mining activities**. Remote Sens. Environ. 2014.

LONDE, L. R. **Comportamento espectral do fitoplâncton de um reservatório brasileiro eutrofizado – Ibitinga (SP)**. 2008. 138 f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) INPE, São José dos Campos.

LYONS, M.; PHINN, S.; ROELFSEMA, C. **Integrating Quickbird multi-spectral satellite and field data: Mapping bathymetry, seagrass cover, seagrass species and change in Moreton Bay, Australia in 2004 and 2007**. Remote Sens. 3, 42–64. 2011.

MATTHEWS, M.W. **Eutrophication and cyanobacterial blooms in South African inland waters: 10 years of MERIS observations**. Remote Sens. Environ. 2014.

MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A. & PIMENTA, J.A. **A bacia do rio Tibagi**. Editores. Londrina, PR. 595p. 2002.

MOSES, W. J., A. A., BERDNIKOV, S., & POVAZHNYI, V. **Satellite estimation of chlorophyll a concentration using the red and NIR bands of MERIS—The Azov Sea case study**. IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters, 6(4), 845–849. 2009.

NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION (NASA). **Landsat Data Continuity Mission: Continuously Observing Your World. 2013**. Disponível em: [http://ldcm.gsfc.nasa.gov/mission\\_details.html](http://ldcm.gsfc.nasa.gov/mission_details.html). Acesso em: Jan. 2015.

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.

NOVO, E. M. L. M. **Monitoramento de Quantidade e Qualidade da Água e Sensoriamento Remoto**. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. 2007.

NOVO, E.M.L.M. **Comportamento Espectral da Água**. In: P.R. Menezes & J.S. Madeira-Netto (Org.). Sensoriamento Remoto: reflectância dos alvos naturais. Editora Universidade de Brasília e Embrapa Cerrados, 2001.

NOVOA, S., CHUST, G., SAGARMINAGA, Y., REVILLA, M., BORJA, A., & FRANCO, J. **Water quality assessment using satellite-derived chlorophyll-a within the European directives, in the southeastern Bay of Biscay**. Marine Pollution Bulletin, 64, 739–750. 2012.

ODERMATT, D.; GITELSON, A.; BRANDO, V.E.; SCHAEPMAN, M. **Review of constituent retrieval in optically-deep and complex waters from satellite imagery**. Remote Sens. Environ. 118, 116–126. 2012.

ODERMATT, D.; POMATI, F.; PITARCH, J.; CARPENTER, J.; KAWKA M.; SCHAEPMAN M.; WÜEST A. **MERIS observations of phytoplankton blooms in a stratified eutrophic lake.** Remote Sens. Environ. 126, 232–239. 2012.

OLMANSON, L. G., BREZONIK, P. L., & BAUER, M. E. **Airborne hyperspectral remote sensing to assess spatial distribution of water quality characteristics in large rivers: The Mississippi River and its tributaries in Minnesota.** Remote Sensing of Environment 130 / 254–265. 2013.

PAHLEVAN, N.; LEE, Z.; WEI, J.; SCHAAF, C.B.; SCHOTT, J.R.; BERK, A. **On-orbit radiometric characterization of OLI (Landsat-8) for applications in aquatic remote sensing.** Remote Sens. Environ. 154, 272–284. 2014.

PARANHOS FILHO, A. C. **Sensoriamento remoto ambiental aplicado: introdução às geotecnologias: material didático.** / Antonio Conceição Paranhos Filho. – Campo Grande, MS: Ed. UFMS, 2008.

PARINGIT, E.C.; NADAOKA, K. **Simultaneous estimation of benthic fractional cover and shallow water bathymetry in coral reef areas from high-resolution satellite images.** Int. J. Remote Sens. 33, 3026–3047. 2012

PEREIRA, A. C. de F. **Desenvolvimento de método para inferência de características físicas da água associadas às variações espectrais. Caso de Estudo: Reservatório de Itupararanga/SP.** Tese de doutorado - Presidente Prudente, 2008, 206 p.

PERERA, R. P.; JOHNSON, S. K. & LEWIS, D. H. **Epizootiological aspects of Streptococcus iniae affecting tilapia in Texas.** Aquaculture 152, 25–33. 1997.

PMSB - **Plano Municipal de Saneamento Básico Relatório de Diagnóstico da Situação do Saneamento de Londrina –PR.** 2008.

PRIGENT, C., PAPA, F., AIRES, F., JIMENEZ, C., ROSSOW, W. B., & Matthews, E. **Changes in land surface water dynamics since the 1990s and relation to population pressure.** Geophysical Research Letters, 39, L08403. 2012.

PROUD, S. R., FENSHOLT, R., RASMUSSEN, L. Y., & SANDHOLT, I. **Rapid response flood detection using the MSG geostationary satellite.** International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 13, 536–544. 2011

RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357/2005 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências - Data da legislação: 17/03/2005 - Publicação DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63.

RESOLUÇÃO CONAMA Nº 274/2000 - Revisa os critérios de Balneabilidade em Águas Brasileiras - Data da legislação: 29/11/2000 - Publicação DOU nº 018, de 08/01/2001, págs. 70-71

RITCHIE, J.C.; COOPER, C.M.; SCHIEBE, F.R. **The relationship of MSS and TM digital data with suspended sediments, chlorophyll, and temperature in Moon Lake, Mississippi.** Remote Sens. Environ. 33, 137–148. 1990.

ROBINSON, I.S. **Measuring the oceans from space: the principles and methods of satellite oceanography.** Springer. 2004.

RUDORFF, C.M.; ARRAUT, E.M.; BARBOSA C.C.; CARVALHO, J.C.; FILHO, W.P.; NOVO, E.M.L.M. **Avaliação de algoritmos bio-óticos em massas d'água amazônicas.** Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia. p. 431-438 2005.

RULLI, M. C; SAVIORI, A. D'ODORICO, P. **Global land and water grabbing.** PNAS. vol. 110, n. 3. P. 892–897, 2013.

SCHEFFER, M. **Ecology of shallow lakes.** Londres: Chapman & Hall, 357p. 1998.

SCHRÖDER, R. **Relevant parameters to define the trophic state of lakes.** Arch. Hydrobiol. Stuttgart, 121 - 4:463 - 472. 1991.

SEMA – SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DO PARANÁ. **Diagnóstico do Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi.** Outubro de 2009.

SENAY, G. B., SHAFIQUE, N. A., AUTREY, B. C., FULK, F., & CORMIER, S. M. **The selection of narrow wavebands for optimizing water quality monitoring on the Great Miami River, Ohio using hyperspectral remote sensor data.** Journal of Spatial Hydrology, 1, 1–22. 2001.

SHAFIQUE, N. A., AUTREY, B. C., FULK, F. A., & FLOTEMERSCH, J. E. **Hyperspectral remote sensing of water quality parameters for large rivers in the Ohio River Basin. First Interagency Conference on Research in the Watersheds.** Benson, Arizona, October 27–30, 2003. Washington, DC: USDA Agric. Res. Serv. 2003.

SHENG, Y. W., SHAH, C. A., & SMITH, L. C. **Automated image registration for hydrologic change detection in the lake-rich Arctic.** IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters, 5, 414–418. 2008.

SMITH, T. M.; REYNOLDS, R. W. **A high resolution global sea surface temperature climatology for the 1961–90 base period.** J. Climate, v. 11, p. 3320–3323, 1998.

SU, H.; LIU, H.; HEYMAN, W.D. **Automated derivation of bathymetric information from multi-spectral satellite imagery using a non-linear inversion model.** Mar. Geod.31, 281–298. 2008

SU, H.; LIU, H.; WANG, L.; FILIPPI, A.M.; HEYMAN, W.D.; BECK, R.A. **Geographically Adaptive inversion model for improving bathymetric retrieval from satellite multispectral imagery.** IEEE Trans. Geosci. Remote Sens. 52, 465–476. 2014

SUDERHSA / COBRAPE. Minuta do Plano Estadual de Recursos Hídricos / Diagnóstico das Demandas e Disponibilidades Hídricas Superficiais; Diagnóstico das Disponibilidades Hídricas Subterrâneas; Avaliação Atual e Interferências Decorrentes do Uso e Ocupação do Solo; Regionalização da Gestão e do Monitoramento dos Recursos Hídricos, 2008.

SUDERHSA. Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente. Portaria nº 20, de 12 de maio de 1992. **Enquadra os cursos d'água da BACIA DO RIO TIBAGI**. Curitiba, 1992.

SUN, F., SUN, W., CHEN, J., & GONG, P. **Comparison and improvement of methods for identifying waterbodies in remotely sensed imagery**. International Journal of Remote Sensing, 33, 6854–6875. 2012.

TEBBS, E.J.; REMEDIOS, J.J.; HARPER D.M. **Remote sensing of chlorophyll-a as a measure of cyanobacterial biomass in Lake Bogoria, a hypertrophic, saline-alkaline, flamingo lake, using Landsat ETM+**. Remote Sens. Environ. 135, 92–106. 2013.

TORBICK, N.; HESSION, S.; HAGEN, S.; WIANGWANG, N.; BECKER, B.; QI, J. **Mapping inland lake water quality across the Lower Peninsula of Michigan using Landsat TM imagery**. Int. J. Remote Sens. 34, 7607–7624. 2013.

TUNDISI, J. G. et al. **Conservação e uso sustentável de recursos hídricos**. In: BARBOSA, F. A. (Org.) Ângulos da água: desafios da integração. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2008. p.157-83

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.

USGS - UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Landsat Project Description**. Disponível em: [http://landsat.usgs.gov/about\\_project\\_descriptions.php](http://landsat.usgs.gov/about_project_descriptions.php). Acesso em: Jan. 2015.

VAHTMÄE, E.; KUTSER, T. **Mapping bottom type and water depth in shallow coastal waters with satellite remote sensing**. J. Coast. Res. 50, 185–189. 2007.

VERPOORTER, C., KUTSER, T., & TRANVIK, L. **Automated mapping of water bodies using Landsat multispectral data**. Limnology and Oceanography-Methods, 10, 1037–1050. 2012.

VERPOORTER, C.; KUTSER, T.; SEEKELL, D.A.; TRANVIK, L.J. **A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery**. Geophys. Res. Lett. 41, 6396–6402. 2014.

VON SPERLING, M. & CHERNICHARO, C. A. L. **A comparison between wastewater treatment processes in terms of compliance with effluent quality standards**. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais, pp. 1-12. Porto Alegre: Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. 2000.

WESSMAN, C. A., ABER, J. D., PETERSEN, D. L., & MELILLO, J. M. **Remote-sensing of canopy chemistry and nitrogen cycling in temperate forest ecosystems**. *Nature*, 335, 154–156. 1988.

WETZEL, R. G. **Limnology**. Philadelphia, W.B. Sandres, 3<sup>o</sup> ed. 743 p. 2001.

ZHANG, Y.; LIN, S.; LIU, J.; QIAN, X.; GE, Y. **Time-series MODIS Image-based retrieval and distribution analysis of total suspended matter concentrations in Lake Taihu (China)**. *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 7, 3545–3560. 2010.