

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
COLÉGIO POLITÉCNICO
CURSO DE ESPECIALIZAÇÃO EM GEOMÁTICA**

Douglas Stefanello Facco

**RELAÇÃO ENTRE A CLOROFILA-A E O ÍNDICE DE VEGETAÇÃO
POR DIFERENÇA NORMALIZADA (NDVI) NO RESERVATÓRIO DE
BARRA BONITA - SP**

Santa Maria, RS
2019

Douglas Stefanello Facco

**RELAÇÃO ENTRE A CLOROFILA-A E O ÍNDICE DE VEGETAÇÃO
POR DIFERENÇA NORMALIZADA (NDVI) NO RESERVATÓRIO DE
BARRA BONITA - SP**

Monografia apresentada ao Curso de Especialização em Geomática, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS) como requisito parcial para obtenção do título de **Especialista em Geomática.**

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Ana Caroline Paim Benedetti

Santa Maria, RS
2019

Douglas Stefanello Facco

**RELAÇÃO ENTRE A CLOROFILA-A E O ÍNDICE DE VEGETAÇÃO POR
DIFERENÇA NORMALIZADA (NDVI) NO RESERVATÓRIO DE BARRA BONITA -
SP**

Monografia apresentada ao Curso de Especialização em Geomática, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS) como requisito parcial para obtenção do título de **Especialista em Geomática.**

Aprovado em 23 de dezembro de 2019:

Ana Caroline Paim Benedetti (UFSM)
(Presidente/ Orientadora)

Luis Fernando Chimelo Ruiz (USP/ESALQ)

João Paulo Delapasse Simioni (UFRGS)

Santa Maria, RS

RESUMO

RELAÇÃO ENTRE A CLOROFILA-A E O ÍNDICE DE VEGETAÇÃO POR DIFERENÇA NORMALIZADA (NDVI) NO RESERVATÓRIO DE BARRA BONITA - SP

AUTOR: DOUGLAS STEFANELLO FACCO
ORIENTADORA: ANA CAROLINE PAIM BENEDETTI

O reservatório de Barra Bonita foi implementado para a geração de energia elétrica, mas também é utilizado para abastecimento e desenvolvimento industrial de municípios do Estado de São Paulo. Fatores como poluição difusa de resíduos provindos da agricultura, além da falta de saneamento básico no seu entorno, acarretam em altas descargas de efluentes domésticos e industriais no reservatório, favorecendo a eutrofização. O objetivo deste estudo foi analisar a relação entre dados de Chl-a e o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) a partir de imagens do sensor *Operational Land Imager* (OLI) do satélite Landsat 8, no reservatório de Barra Bonita – SP. Dados de Chl-a e temperatura da água do reservatório de Barra Bonita, ambos cedidos pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo CETESB, nas datas mais próximas da passagem do satélite Landsat 8 foram utilizados para relacionar o índice espectral NDVI e dados de precipitação do *Tropical Rainfall Measuring Mission* (TRMM), respectivamente. Neste estudo obteve-se ótimos resultados do Sensoriamento Remoto para o monitoramento do reservatório de Barra Bonita, conforme a análise dos dados constatou-se que as altas temperaturas e menores precipitações ocorridas no ano 2014 e início de 2015 foram o principal fator contribuinte para os *blooms* de clorofila e organismos fitoplânctônicos em janeiro de 2015. O NDVI mostrou-se uma ferramenta muito útil para análise da Chl-a apresentando boa relação entre essas variáveis, correlação R (0,89) e coeficiente de determinação R² (0,80). A Chl-a do reservatório de Barra Bonita pode ser derivada a partir índice espectral NDVI, vistas em imagens de satélite.

Palavras-chave: Eutrofização. Fitoplâncton. Sensoriamento Remoto.

ABSTRACT

RELATIONSHIP BETWEEN CHLOROPHYLA-A AND THE NORMALIZED DIFFERENCE VEGETATION INDEX (NDVI) IN BARRA BONITA RESERVOIR - SP

**AUTHOR: DOUGLAS STEFANELLO FACCO
ADVISOR: ANA CAROLINE PAIM BENEDETTI**

The Barra Bonita reservoir was implemented for electricity generation, but it is also used for supply and industrial development of municipalities in the state of São Paulo. Factors such as diffuse pollution of agricultural residues, in addition to the lack of basic sanitation in its surroundings, lead to high discharges of domestic and industrial effluents in the reservoir, favoring eutrophication. The objective of this study was to analyze the relationship between Chl-a data and the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) from Landsat 8 satellite Operational Land Imager (OLI) sensor images in the Barra Bonita - SP reservoir. Chl-a data and water temperature of the Barra Bonita reservoir, both provided by the São Paulo State Environmental Company CETESB, on the dates closest to the Landsat 8 satellite passage were used to relate the NDVI spectral index and Tropical Rainfall precipitation data. Measuring Mission (TRMM) respectively. This study obtained excellent Remote Sensing results for the Barra Bonita reservoir monitoring, as the data analysis found that the high temperatures and lower rainfall of 2014 and early 2015 were the main contributing factor to the blooms of chlorophyll and phytoplankton organisms in January 2015. The NDVI proved to be a very useful tool for Chl-a analysis presenting good relationship between these variables, correlation R (0.89) and coefficient of determination R^2 (0.80). The Barra Bonita reservoir Chl-a can be derived from NDVI spectral index, viewed from satellite images.

Key-words: Eutrophication, Phytoplankton, Remote sensing.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Floração de cianobactérias do gênero <i>Microcystis</i> no reservatório de Barra Bonita - SP.....	13
Figura 2 - Diferentes comprimentos de onda e frequências.....	15
Figura 3 - Reflexão especular e reflexão difusa.....	16
Figura 4 - Curvas de absorção (linha sólida) e espalhamento (linha pontilhada) da água pura determinadas em laboratório.....	17
Figura 5 - Padrão espectral da água e os constituintes opticamente ativos em imagens do sensor hiperespectral Hyperion/EO-1 na região Amazônica.....	18
Figura 6 - Porcentagem de reflectância de água clara e de água com algas com base em medidas <i>in situ</i> feito com espectrorradiômetro.....	20
Figura 7 - Variação da reflectância em função de diferentes concentrações de Chl-a.....	20
Figura 8 - Espectro de absorção de matéria orgânica dissolvida na água.....	21
Figura 9 - Fator de Reflectância Bidirecional (FRB) de simulação em laboratório de um corpo d'água com diferentes concentrações de matéria orgânica dissolvida.....	22
Figura 10 - Localização do reservatório de Barra Bonita – SP e dos pontos de coleta de dados.....	26
Figura 11 – Relação entre a precipitação (TRMM) e a temperatura da água.....	30
Figura 12 – Diagrama de dispersão entre a relação das variáveis NDVI e Chl-a.....	31
Figura 13- Série temporal do índice espectral NDVI no reservatório de Barra Bonita-SP.....	32
Figura 14 - Série histórica do índice de vegetação NDVI > -0.2 no reservatório de Barra Bonita - SP.....	34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características dos sensores a bordo do Satélite Landsat 8.....	23
Tabela 2 - Datas das coletas de campo e das imagens Landsat 8.....	30

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
2 OBJETIVOS	11
2.1 OBJETIVO GERAL	11
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	11
3 REFERENCIAL TEÓRICO	12
3.1 ÁGUA: DEGRADAÇÃO E EUTROFIZAÇÃO	12
3.2 SENSORIAMENTO REMOTO DA ÁGUA.....	14
3.2.1 Características espectrais da água pura.....	17
3.2.2 Resposta espectral da água em função dos componentes opticamente ativos (COAs)	18
3.2.2.1 Presença de Clorofila na água	19
3.2.2.2 Material Orgânico Dissolvido	21
3.2.3 Landsat 8 sensor <i>Operational Land Imager</i> (OLI).....	22
3.2.4 Uso do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) para o monitoramento de lagos e reservatórios	24
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	26
4.1 ÁREA DE ESTUDO	26
4.2 PROCESSAMENTO DAS IMAGENS ORBITAIS	27
4.2.1 NDVI no reservatório de Barra Bonita	27
4.3 PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA TROPICAL <i>RAINFALL MEASURING MISSION</i> (TRMM)	28
4.4 AMOSTRAS DE CLOROFILA-A E TEMPERATURA DA ÁGUA	29
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
5.1 RELAÇÃO ENTRE OS DADOS DE PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA (TRMM) E TEMPERATURA DA ÁGUA.....	30
5.2 RELAÇÃO ENTRE O ÍNDICE ESPECTRAL NDVI E AS CONCENTRAÇÕES DE CLOROFILA-A	31
5.3 MAPEAMENTO DO RESERVATÓRIO A PARTIR DO ÍNDICE DE VEGETAÇÃO NDVI....	32
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	36
REFERÊNCIAS	37
ANEXOS	43

1 INTRODUÇÃO

O crescimento desordenado da população, juntamente com suas atividades urbanas ou rurais, tem causado diversos problemas aos ambientes aquáticos. Entre eles, destaca-se a eutrofização, um processo de degradação de lagos e reservatórios causada pelo acúmulo artificial de nutrientes (NETO & FERREIRA, 2007).

Os principais causadores da eutrofização são os efluentes domésticos e industriais que, normalmente, são fontes de poluição pontuais, e algumas fontes de poluição difusas como os resíduos provindos principalmente da agricultura (fertilizantes, herbicidas, inseticidas, fungicidas) que são carregados aos corpos hídricos. Esses efluentes causam desequilíbrio caracterizado pela grande disponibilidade de nutrientes, e aceleram o crescimento de floração de algas e da vegetação aquática indesejável (PAERL, 2009; LI et al., 2013).

O intenso crescimento de macrófitas aquáticas nos lagos e reservatórios é preocupante, pois alteram a qualidade da água (sabor, odor, a turbidez, cor) e reduzem o oxigênio dissolvido (HERMES, 2006; MONTEIRO, 2016). Elas colonizam praticamente todos os ecossistemas aquáticos continentais, predominantemente os mais rasos e lênticos (Smith & Schindler, 2009). Sua distribuição é determinada por fatores como, características climáticas, composição dos sedimentos, turvação das águas, disponibilidade de nutrientes, clorofila e ação dos herbívoros (RITCHIE et al., 2003; ESTEVES & THOMAS, 2011).

Em ambientes tropicais, as condições climáticas (temperaturas médias altas e as intensas radiações solares) favorecem o crescimento das plantas aquáticas (THOMAZ, 1998). Quando encontram condições apropriadas como as da eutrofização, as macrófitas se desenvolvem de forma descontrolada e excessiva, causando danos ecológicos e econômicos (THOMAZ, 1998; RITCHIE et al., 2003; PRADO & NOVO, 2007). Esses problemas podem ocorrer em diferentes escalas, afetando ecossistemas inteiros ou locais específicos (CAMPOS, 2004; ANDRADE, 2012).

Existem diversas formas de monitorar ambientes aquáticos, mas em sua maioria é difícil, caro e demorado (NOVO et al., 1989; LUO et al., 2015). O Sensoriamento Remoto de estudos aquáticos se baseia em que os componentes presentes na água afetam a sua cor. Essas mudanças são decorrentes de alterações na radiação da água, e essa variação pode ser registrada por sensores orbitais (NOVO et al., 1989; MUELLER et al., 2000; RITCHIE et al., 2003; DA CRUZ & GALO, 2005).

Quando se deseja analisar e monitorar grandes lagos e reservatórios, extensões que não são viáveis de serem feitas *in loco*, o Sensoriamento Remoto é uma alternativa (STRAŠKRABA & TUNDISI, 2013; GAO, 2015; CAI et al., 2016). Ele permite gerar informações em larga escala e curto espaço de tempo, como ferramenta de auxílio ao planejamento e a tomada de decisão. Algumas técnicas de Sensoriamento Remoto, como os índices de vegetação, mapeamento do uso e cobertura da terra, têm sido recomendadas pela literatura, com o objetivo de identificar os componentes opticamente ativos presentes na coluna d'água (TORRES et al., 2016; MINHONI et al., 2017; LIMA et al., 2017; MINHONI et al., 2018).

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este estudo tem como objetivo monitorar e analisar locais de degradação da qualidade da água no reservatório de Barra Bonita – SP por meio do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) derivado das imagens do sensor *Operational Land Imager* (OLI) do satélite Landsat 8.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar a relação entre a temperatura da água e a precipitação pluviométrica, no reservatório de Barra Bonita – SP;
- Verificar através de um diagrama de dispersão, a relação estatística entre o índice espectral NDVI e dados de Clorofila-a no reservatório;
- Mapear e espacializar classes de NDVI no reservatório de Barra Bonita;

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 ÁGUA: DEGRADAÇÃO E EUTROFIZAÇÃO

Diversas são as fontes de poluição que contaminam os recursos hídricos. Os efluentes resultantes de atividades agrícolas, industriais e comerciais, bem como, os dejetos gerados pelos seres humanos, têm sido lançados historicamente nos rios. Apesar das leis ambientais de controle da poluição das águas terem evoluído ao longo dos tempos, isso não impediu o lançamento constante de rejeitos industriais, agrícolas e domiciliares nos cursos hídricos, que tiveram sua qualidade de água comprometida e seus usos limitados (FURRIELA, 2001).

A utilização inapropriada dos reservatórios pode apresentar sérios inconvenientes ao uso da água para abastecimento público. Isto ocorre, pois, as águas destinadas para o abastecimento (água potável) devem ser, tanto quanto possível, isentas de matéria orgânica sujeita a decomposição e também pobres de plâncton. Tais alterações nos reservatórios poderiam causar transtornos ao tratamento ou interferirem diretamente na qualidade da água, por produzir sabor, odor e, até mesmo substâncias tóxicas ou provocadoras de distúrbios gastrointestinais (COUTO, 2012).

Segundo Couto (2012), pode-se considerar três caminhos para a degradação da qualidade das águas armazenadas em lagos ou reservatórios artificiais, a partir de elementos orgânicos e inorgânicos conservados na área inundada ou inseridos durante ou após o processo de enchimento do reservatório dos mesmos. Estes caminhos são:

Carregamento de nutrientes (principalmente fósforo e nitrogênio) das áreas urbanizadas através de esgotos lançados nos rios com ou sem tratamento parcial. O carregamento de nutrientes do solo agrícola pelas enxurradas tem desempenhado um papel menos intenso, mas nem por isso menos importante; Transporte de sedimentos (areia, silte e argila) da área de drenagem da bacia hidrográfica motivada pelas condições particulares de erosão potencial do solo quando ocupado e decomposição de matéria orgânica de plantas e animais (algas, plâncton, entre outros) existentes no próprio reservatório; Introdução de produtos tóxicos (pesticidas e metais pesados) organolépticos (clorofenóis) e organismos patogênicos através da atmosfera, dos esgotos residenciais e industriais e das precipitações pluviométricas (ácido sulfúrico, mercúrio, entre outros).

O processo de enriquecimento, de nutrientes, decorrente do aumento da produção de biomassa por organismos presentes nos corpos hídricos é denominado eutrofização (ESTEVEZ, 1998; FIGUEIRÊDO et al., 2007; DA SILVA & FONSECA, 2016). Para a ocorrência da eutrofização é necessário a disponibilidade de nutrientes, principalmente o nitrogênio e fósforo que podem ser de fontes naturais (decomposição de animais e plantas, solo e ar) ou de fontes antrópicas (despejos industriais e residenciais, agrotóxicos e fertilizantes), sendo este último o responsável por grande parte da disponibilidade destes nos corpos d'água (PÉREZ & RESTREPO, 2008).

Ambientes aquáticos possuem comunidades fitoplanctônicas de diversas variedades e distribuição, que dependem de características abióticas (temperatura, luz, oxigênio dissolvido e concentração de nutrientes) e bióticas (predadores, parasitas, competição) (RODRIGUEZ et al., 2016). A Figura 1 representa um episódio de floração de um gênero de cianobactéria *Microcystis* no reservatório de Barra Bonita – SP produzindo impactos na qualidade das águas, alterando a turbidez, cor, sabor, odor, concentração de oxigênio dissolvido e ocasionando mortandades de peixes e outros seres vivos e a redução da balneabilidade (MOTTA, 2006).

Figura 1 - Floração de cianobactérias do gênero *Microcystis* no reservatório de Barra Bonita - SP.



Fonte: CETESB (2013).

Segundo Tundisi (2003), as proliferações de cianobactérias são um dos maiores impactos da eutrofização, pois estes organismos produzem e liberam diferentes tipos de

toxinas no ambiente, ocasionando graves consequências para a biota aquática e a saúde humana.

A eutrofização pode ocorrer de diversas formas, sem a interferência humana, corresponde ao envelhecimento natural dos corpos de água. Esse tipo de eutrofização é gradual e lenta, requerendo dezenas de anos para se estabelecer, sendo consequência de processos naturais desencadeados nas bacias hidrográficas que provem o aporte de nutrientes trazidos pelas águas de escoamento superficial (ESTEVES, 1998; AMORIM, 2001; WETZEL, 2001).

Quando a eutrofização é induzida pelo homem, os nutrientes podem ter diferentes origens, como de efluentes domésticos, industriais ou provindos de atividades agrícolas. Dessa forma, quando este processo é acelerado, há um aumento desordenado na produção de biomassa, provocando desequilíbrio ecológico (ESTEVES, 1998; AMORIM, 2001; WETZEL, 2001).

3.2 SENSORIAMENTO REMOTO DA ÁGUA

No contexto histórico, o sensoriamento remoto (SR) teve grande marco na década de 1960, sendo uma das tecnologias mais sucedidas de coleta automática de dados para o levantamento e monitoração dos recursos terrestres em escala global (MENESES, 2012).

Também na década de 60 o termo Sensoriamento Remoto foi utilizado pela primeira vez na literatura científica como referência para a aquisição de informações sem contato físico com os objetos alvos, sendo esse o primeiro conceito de Sensoriamento Remoto. Desde então, esse termo tem abrangido tecnologias e conhecimentos derivados de diferentes campos da ciência, como a física, botânica, engenharia, eletrônica e cartografia (NOVO, 2010).

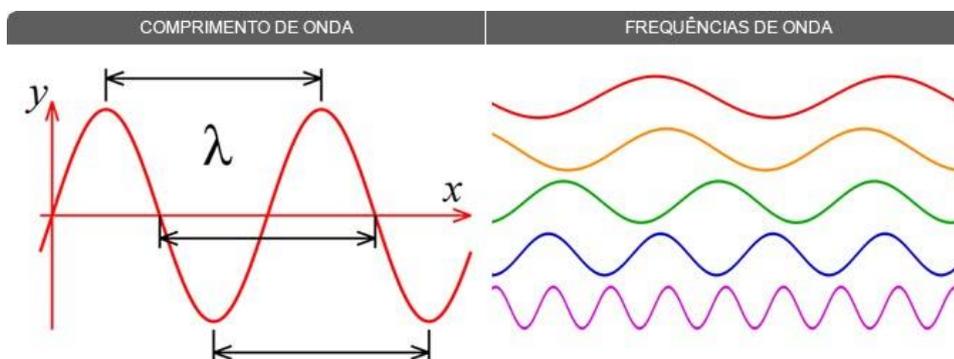
Com os avanços tecnológicos e das técnicas utilizadas pelo Sensoriamento Remoto os conceitos também foram repercutiram na definição desta ciência. Conforme diversos autores da área de Sensoriamento Remoto, essa tecnologia é definida como: A arte e a ciência de obter informações sobre um objeto sem estar em contato físico com o mesmo, envolvendo a detecção, aquisição e análise (interpretação e extração de informações) da energia ou radiação eletromagnética emitida ou refletida pelos objetos terrestres e registradas por sensores remotos. As informações geradas pelos sensores colocados em aeronaves ou satélites nos permite medir e monitorar importantes características biofísicas, além das atividades humanas na superfície terrestre. O Sensoriamento Remoto ampliou a capacidade do homem em obter

informações sobre os recursos naturais e o meio ambiente, sendo uma ferramenta complementar para auxiliar trabalhos temáticos e de levantamento de dados espaciais (CURRAN, 1985; ROCHA, 2000; MORAES, 2002; JENSEN, 2009; NOVO, 2010; MENESES, 2012).

O Sol é a principal fonte de energia (radiação) eletromagnética para o sistema solar, bem como para o Sensoriamento Remoto da superfície terrestre. Essa energia se propaga pela atmosfera (ou pelo meio físico entre a fonte e o objeto observado) e atinge a superfície terrestre (ou o objeto observado). Ao interagir com os materiais que compõe a superfície terrestre, produzirá radiação de retorno que irá se propagar pela atmosfera (ou pelo meio físico entre o objeto observado e o sensor) e atingir o sensor. O que chega até o “sensor” é uma certa intensidade de energia eletromagnética (radiação) que será posteriormente transformada em um sinal passível de interpretação, a radiância (SANTOS, 2013; JENSEN, 2009). A quantidade da Radiação eletromagnética (REM) refletida pelos objetos terrestres resulta das interações entre a REM com os componentes físicos, químicos e biológicos destes objetos. Essas interações são passíveis de identificação em imagens de sensores remotos. (MORAES, 2002).

Dois características da REM são importantes para entender os princípios do Sensoriamento Remoto, sendo elas o comprimento e a frequência de onda. O comprimento de onda é determinado pela distância entre duas cristas sucessivas de ondas, sendo medido em metros (m) ou em seus submúltiplos. A frequência de onda (Figura 2) refere-se ao número de ondas que passam por um ponto fixo por unidade de tempo, sendo medida em Hertz (Hz), o que equivale a um ciclo por segundo (SILVA, 2006).

Figura 2 - Diferentes comprimentos de onda e frequências.



Fonte: INCLUDEPICTURE "https://wiki.ifsc.edu.br/mediawiki/images/a/af/Frequencia.png" * MERGEFORMATINET IFSC (2016).

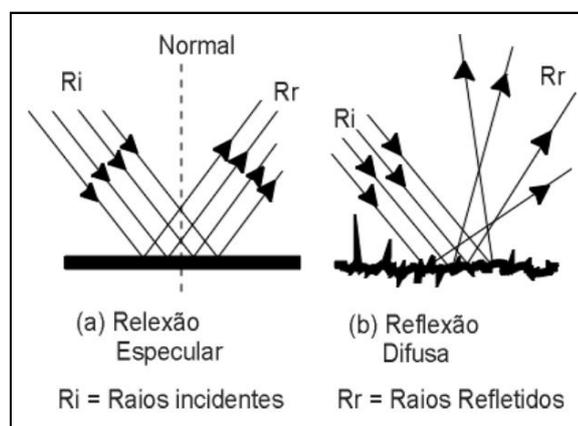
Ao entrar em contato com a atmosfera, a radiação interage com os componentes da mesma, sendo espalhada, absorvida ou transmitida. Em imagens orbitais, a resposta da intensidade com que um objeto reflete a REM se dá pela razão do tamanho do comprimento de onda e da textura da superfície do objeto. A textura representa a rugosidade topográfica da superfície. Ela pode ser estimada pelas variações verticais de altura da superfície de um material como, por exemplo, as formas da superfície de um corpo d'água calmo (superfície lisa) ou com ondas (superfície rugosa). As texturas da superfície da água vistas pelas imagens podem ser classificadas em dois tipos: especulares e difusas. Podemos usar o critério geral de Rayleigh (h) para determinar se uma superfície é especular ou difusora, o que é dependente do comprimento de onda e do ângulo de incidência (θ) da radiação, segundo a (Equação 1) (MENESES, 2012):

$$h \leq \lambda / (8 \cos \theta) \text{ ou } h \geq \lambda / (8 \cos \theta) \quad (1)$$

Onde, h = altura média da superfície.
 θ = ângulo de incidência.
 λ = comprimento de onda.

Quando $h \leq \lambda / (8 \cos \theta)$, a imagem do objeto é classificada como uma superfície especular de textura lisa e quando $h \geq \lambda / (8 \cos \theta)$ a superfície do objeto é classificada como uma superfície difusa de textura rugosa.

Figura 3 - Reflexão especular e reflexão difusa.



Fonte: SILVA, (2006).

Na figura 3 estão expostas as representações da reflectância especular (a) de uma superfície lisa com o raio incidente refletido no sentido oposto com o mesmo ângulo e a reflectância difusa (b) de uma superfície rugosa com os raios refletidos espalhados em todas as direções.

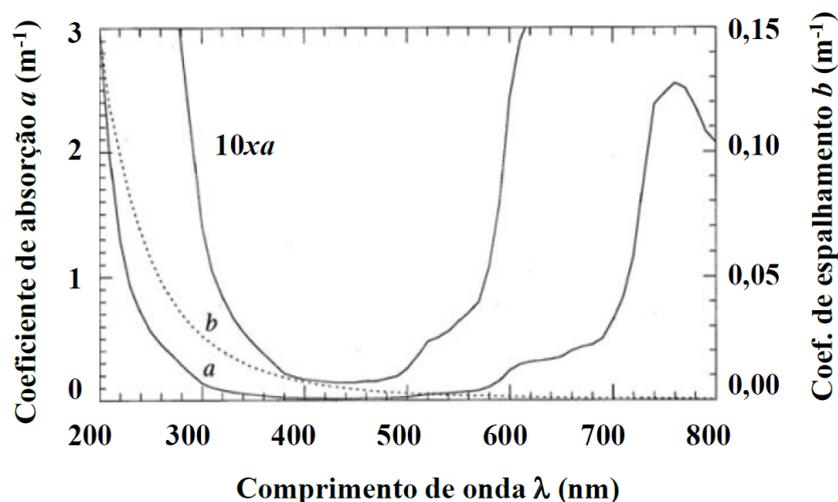
3.2.1 Características espectrais da água pura

Para usuários do Sensoriamento Remoto é essencial saber os comprimentos de onda ou faixas espectrais em que é possível a detecção de determinado alvo para cada tipo de sensor (MENESES, 2012).

Conforme a figura 4, a absorção da luz pelas moléculas de água ocorre de forma seletiva sendo muito baixa nas regiões do azul e do verde, passando a ser significativa apenas a partir de 550 nm, com altos valores de absorção no fim do vermelho e infravermelho-próximo, onde estão as bandas de absorção devido ao estado de vibração fundamental das moléculas de água. Acima de 750 nm, grande parte da radiação incidente é absorvida no primeiro centímetro da coluna de água e convertida em calor. (BARBOSA, 2019).

Através da análise da Figura 4 pode-se constatar que o máximo espalhamento da luz pelo corpo d'água limpa se dá na região do azul. A forma geral do espalhamento pela água caracteriza-se por uma redução exponencial do espalhamento em direção a comprimento de ondas mais longos.

Figura 4 - Curvas de absorção (linha sólida) e espalhamento (linha pontilhada) da água pura determinadas em laboratório.



Fonte: Smith e Baker (1981).

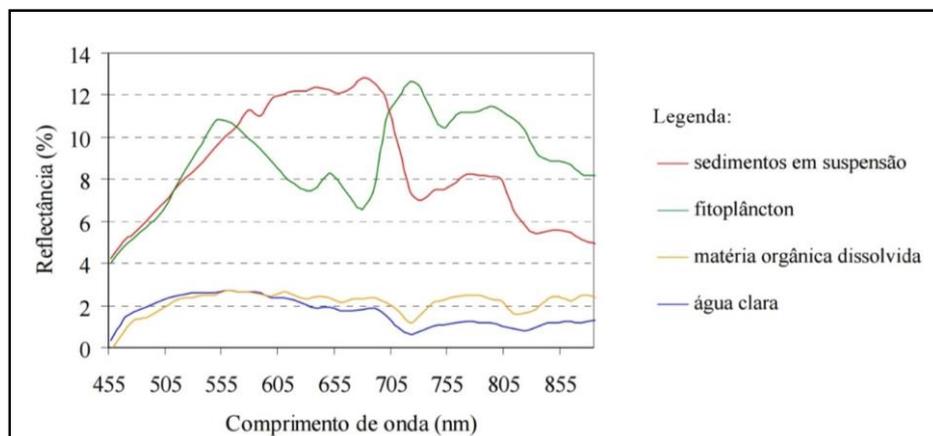
Para a curva de espalhamento, verifica-se que os valores são máximos na região do ultravioleta e decresce exponencialmente em direção ao infravermelho. A partir dessas considerações, pode-se dizer que a radiação refletida pelas moléculas da água pura é maior na região do azul (entre 400 - 500 nm), com um máximo entre 460 e 480 nm. Conseqüentemente, são nesses comprimentos de onda, entre o violeta e azul, que há maior penetração da luz na coluna d'água (ENNES, 2008; BARBOSA, 2019).

3.2.2 Resposta espectral da água em função dos componentes opticamente ativos (COAs)

Muitos corpos naturais de água contém uma variedade de constituintes orgânicos como a clorofila-a do fitoplâncton, e constituintes inorgânicos como minerais em suspensão na água. Quando esses elementos estão misturados à água pura, é mais difícil em Sensoriamento Remoto discriminá-los, devido à mútua influência dos mesmos na resposta espectral (JENSEN et al., 2009). No entanto, quanto menor a concentração dos COAs na água, mais baixa é sua reflectância, mesmo se tratando da região do visível do espectro eletromagnético, devido ao baixo coeficiente de espalhamento e alta transmitância da água (ROSA, 2009).

Na figura 5 é apresentado o comportamento espectral dos constituintes opticamente ativos que podem estar presentes em uma massa d'água, entre eles sedimentos em suspensão, clorofila (fitoplâncton) e matéria orgânica dissolvida, que serão explicados na sequência desse trabalho.

Figura 5 - Padrão espectral da água e os constituintes opticamente ativos em imagens do sensor hiperespectral Hyperion/EO-1 na região Amazônica.



Fonte: Adaptado de Rudorff (2005).

3.2.2.1 Presença de Clorofila na água

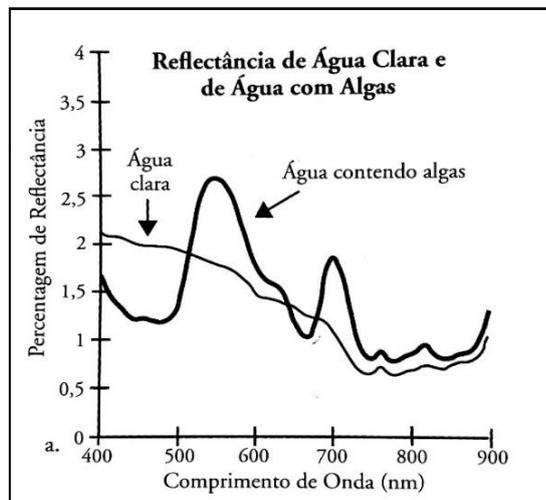
O fitoplâncton é um dos elementos responsáveis pela absorção da luz no meio aquático principalmente a clorofila-a. As propriedades de absorção do fitoplâncton fazem com que o aumento da concentração de algas acarreta a diminuição da reflectância da água na região do azul, passando o máximo de reflectância para a região do verde (NOVO, 2010; BARBOSA, 2019).

Caracterizado pelas comunidades de vegetais microscópicos que vivem em ambientes aquáticos o fitoplâncton é distribuído em diversas camadas de água, e constitui-se como membro responsável pela produção primária (CETESB, 1987). Esses organismos contêm moléculas que captam e transformam a energia, os denominados pigmentos fotossintetizantes, sendo eles as clorofilas (principalmente *a*), os carotenóides e ficobiliproteínas ou ficobilinas.

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

A figura 6 mostra as características da reflectância espectral da água clara e da água contendo algas (HAN, 1997). Podemos observar que há um significativo decréscimo na quantidade de energia refletida nos comprimentos de onda do azul (400 e 500 nm) e do vermelho (675nm), mas ocorre um aumento na reflectância no comprimento de onda do verde. O pico de reflectância em torno de (690 – 700 nm), causado por uma interação de espalhamento mínimo de absorção da linha de base (mínimo da absorção) pode ser usada para medir precisamente a quantidade de clorofila (HAN, 1997; JENSEN 2009, RUNDQUIST, 1996).

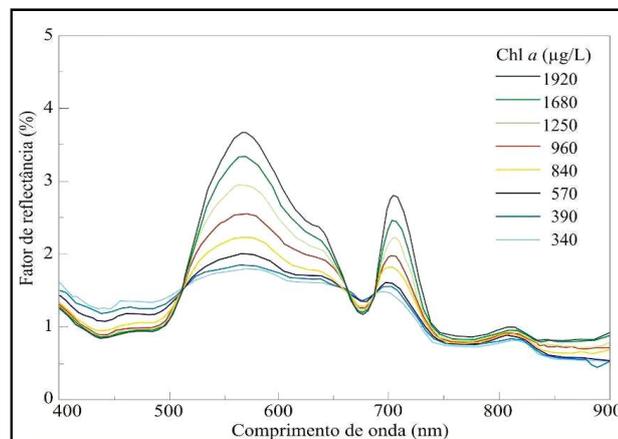
Figura 6 - Porcentagem de reflectância de água clara e de água com algas com base em medidas *in situ* feito com espectrorradiômetro.



Fonte: Adaptado de Han (1997).

De acordo com a figura 7, utilizando diferentes concentrações de Chl-*a*, é possível verificar baixa reflectância entre 400 e 500 nm devido à absorção da luz azul (com um mínimo em 438 nm - absorção pela Chl-*a*), aumento da reflectância por volta de 520 nm (com pico de reflectância entre 560 e 570 nm) e ponto máximo de absorção típico da Chl-*a* em 675 nm. Normalmente, com o aumento da concentração de clorofila-*a* as curvas espectrais passam a apresentar maior reflectância, exceto para a região do azul e para o máximo de absorção em 675 nm (RUNDQUIST et al, 1996; JENSEN, 2009).

Figura 7 - Variação da reflectância em função de diferentes concentrações de Chl-*a*.



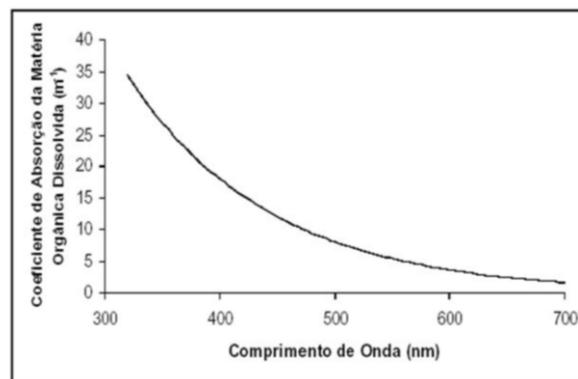
Fonte: Adaptado de Rundquist et al., (1996).

3.2.2.2 Material Orgânico Dissolvido

A matéria orgânica dissolvida constitui-se de substâncias provenientes da excreção, secreção e decomposição de organismos terrestres e aquáticos. Incluem principalmente proteínas, aminoácidos, ácidos graxos, resinas e compostos genericamente conhecidos como compostos húmicos (WETZEL, 1975).

As substâncias húmicas geralmente apresentam coloração amarelada e influenciam fortemente a absorção de luz na coluna d'água. A presença de matéria orgânica dissolvida provoca absorção seletiva de radiação em comprimentos de onda menores, dentro da faixa do visível (Figura 8). Este fato é notado em termos visuais, pois corpos d'água com elevada concentração de matéria orgânica dissolvida apresentam coloração mais escura e amarelada (JENSEN, 2009; NOVO, 2010).

Figura 8 - Espectro de absorção de matéria orgânica dissolvida na água

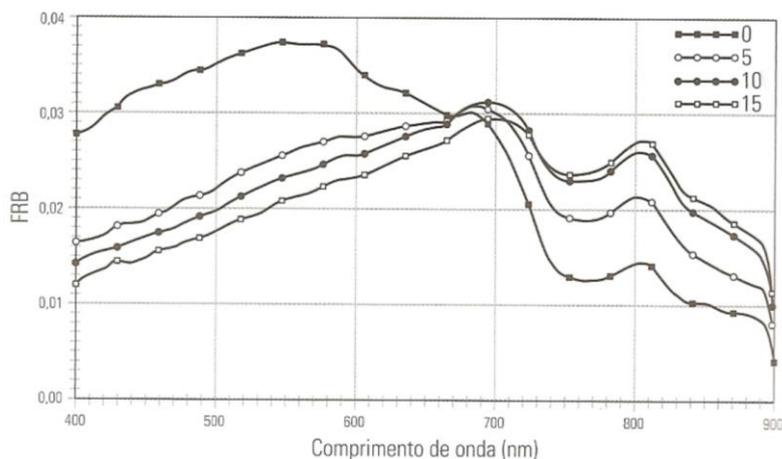


Fonte: Adaptado de Kirk (1995).

A presença de matéria orgânica dissolvida é um dos componentes responsáveis pelo aumento do coeficiente de absorção da água. A figura 9 revela que a presença de matéria orgânica dissolvida na água provoca modificações no processo de absorção da luz no meio aquático. O máximo de absorção da água com matéria orgânica dissolvida ocorre na região de mínima absorção da água pura, a depender da concentração deste componente opticamente ativo (Figura 9). É na região do comprimento de onda do azul do espectro eletromagnético a ocorrência deste significativo contraste em termos de resposta espectral da água pura e água contendo matéria orgânica dissolvida. Os coeficientes de absorção da matéria orgânica dissolvida se equivalem numericamente aos coeficientes de absorção da água pura no

infravermelho. Na região do verde e vermelho, entretanto, esse coeficiente é bem menor (NOVO, 2008).

Figura 9 - Fator de Reflectância Bidirecional (FRB) de simulação em laboratório de um corpo d'água com diferentes concentrações de matéria orgânica dissolvida.



Fonte: Mantovani (1993).

3.2.3 Landsat 8 sensor *Operational Land Imager* (OLI)

Em fevereiro de 2013 foi lançada ao espaço a Missão de Continuidade dos Dados Landsat (LDCM) – chamada de Landsat 8. Esse novo satélite trouxe várias novidades importantes para usuários que demandam mapeamentos em mesoescala, como o Brasil. Com dois novos sensores: o sensor espectral *Operational Land Imager* OLI e o sensor termal *Thermal Infrared Sensor* TIRS, as melhoras na resolução espectral são muito positivas. Foram adicionadas duas bandas espectrais: a new costal (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 (Tabela 1). A partir do sensor termal foram criadas duas bandas espectrais para o comprimento de onda antes coberto por uma única banda nos sensores *Thematic Mapper* TM e *The Enhanced Thematic Mapper Plus* ETM (USGS, 2013).

Avanços tecnológicos demonstrados por outros sensores experimentais da NASA foram introduzidos no sensor OLI, que passou a ter quantização de 16 bits. A entrada em operação do satélite Landsat-8 e a disponibilidade de imagens a partir do ano de 2013, permitiram a continuidade dos trabalhos em Sensoriamento Remoto iniciados na década de

1970, com a missão Landsat (EMBRAPA, 2015). Na Tabela 1, estão expostas as características dos sensores do satélite Landsat 8.

Tabela 1 - Características dos sensores a bordo do Satélite Landsat 8

Sensor	Bandas Espectrais	Resolução Espectral (μm)	Resolução Espacial	Resolução Temporal	Área Imageada	Resolução Radiométrica
OLI (Operational Land Imager)	(B1) Costal	0,433 – 0,453	30 m	16 dias	185 Km L - O x 170 Km N - S	16 bits
	(B2) Azul	0,450 – 0,515				
	(B3) Verde	0,525 – 0,600				
	(B4) Vermelho	0,630 – 0,680				
	(B5) Infravermelho próximo	0,845 – 0,885				
	(B6) Infravermelho médio	1,560 – 1,660				
	(B7) Infravermelho médio	2,100 – 2,300				
	(B8) Pancromático	0,500 – 0,680	15 m			
		(B9) Cirrus	1,360 – 1,390			
Thermal Infrared Sensor (TIRS)	(B10)	10,6 – 11,19	100 m			
	(B11)	11,5 – 12,51	100 m			

Fonte: Adaptado de EMBRAPA (2015).

Gerace et al. (2013) também averiguaram o potencial do sensor OLI/L8 para estimar as concentrações de COAs de sistemas aquáticos complexos por meio de uma comparação do sensor OLI/L8 com outros sensores remotos incluindo ETM+/L7; *Airborne Visible InfraRed Imaging Spectrometer* (AVIRIS) e MERIS/ENVISAT. Os resultados foram favoráveis ao uso do sensor OLI/L8, quando comparado ao sensor ETM+/L7, uma vez que os erros de estimativas de concentrações de SST, concentração de Chl-a e a *Colored Dissolved Organic Matter* (CDOM) foram os menores, considerando todos os sensores avaliados.

Lobo et al. (2015) realizaram estimativas de concentrações de SST a partir de uma série de dados dos sensores MSS/TM/OLI do satélite Landsat, com o propósito obter os picos de concentrações deste componente opticamente ativo da água. Com uma série histórica de imagens, o estudo demonstrou que as maiores concentrações de SST ocorreram principalmente na década de 1990, onde a extração mineral foi intensiva.

3.2.4 Uso do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) para o monitoramento de lagos e reservatórios

O *Normalized Difference Vegetation Index* (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada – NDVI) proposto por Rouse et al. (1973), é um índice espectral que analisa as condições de verdor da vegetação a partir de dados de Sensoriamento Remoto, ou seja, utilizando a reflectância das bandas do infravermelho próximo e vermelho.

De acordo com Novo (2010), à medida que aumenta a quantidade de vegetação verde, aumenta a reflectância na banda do infravermelho próximo e diminui a reflexão na banda do vermelho fazendo com que o aumento da razão seja potencializado, realçando assim a vegetação.

Alguns trabalhos na literatura utilizaram o índice NDVI para analisar corpos aquáticos:

Souza et al., 2017, utilizou o produto MOD13Q1 do sensor MODIS que contém os produtos NDVI e EVI para cálculo de área e volume do reservatório de Sobradinho-Bahia-Brasil. Segundo os autores os volumes calculados a partir das imagens para os anos de 2001 e 2010, mostraram-se coerentes com as amostras coletadas em campo para validação.

Minhoni et al., 2017 analisou a mesma área de estudo deste trabalho e a mesma afirma que houve um aumento gradativo da população de macrófitas no reservatório de Barra Bonita de 2013 a 2015. Os resultados revelaram um aumento de aproximadamente 50% na área ocupada por macrófitas aquáticas. A autora chegou ao resultado utilizando NDVI a partir de imagem Landsat 8 e afirma que o índice mostrou-se eficiente na identificação e diferenciação de macrófitas e água nas áreas ocupadas.

O objetivo do trabalho de Lissner et al., 2013, foi analisar os padrões de comportamento espaço-temporal dos valores do NDVI na lagoa Itapeva-RS, por meio de imagens Landsat 5 e 7 no período de 1985 a 2010. A autora destaca que a análise da série temporal das imagens mostra que o aumento e o decréscimo dos valores de NDVI estão associados aos períodos de floração do fitoplâncton, e conclui a Série Temporal de imagens Landsat foi satisfatória no que se refere ao estudo do comportamento espaço-temporal para a lagoa.

Portz et al., 2011 além do índice NDVI gerado a partir de imagens Landsat 5, utilizou dados de precipitação pluviométrica. Os principais resultados foi contraste existente entre água e vegetação, realçando os diferentes níveis de água sobre os bancos vegetados presentes na borda oeste da lagoa. Estes bancos são um importante controlador da dinâmica de circulação do lago,

onde em períodos de seca ocorre a compartimentação da lagoa, enquanto que em épocas de grande precipitação e acumulação de água estes bancos ficam submersos.

Coelho et al., 2011, encontrou valor de $R^2 = 0,76$ o objetivo do trabalho foi avaliar o estado trófico do reservatório “Lago do Amor” usando o sensor CBERS/CCD e o parâmetro clorofila-a como indicador. A autora determinou as relações entre o parâmetro clorofila-a dois índices de vegetação: o NDVI e RATIO. Os resultados demonstram que é possível utilizar o sensor CBERS/CCD para estimar a concentração de clorofila.

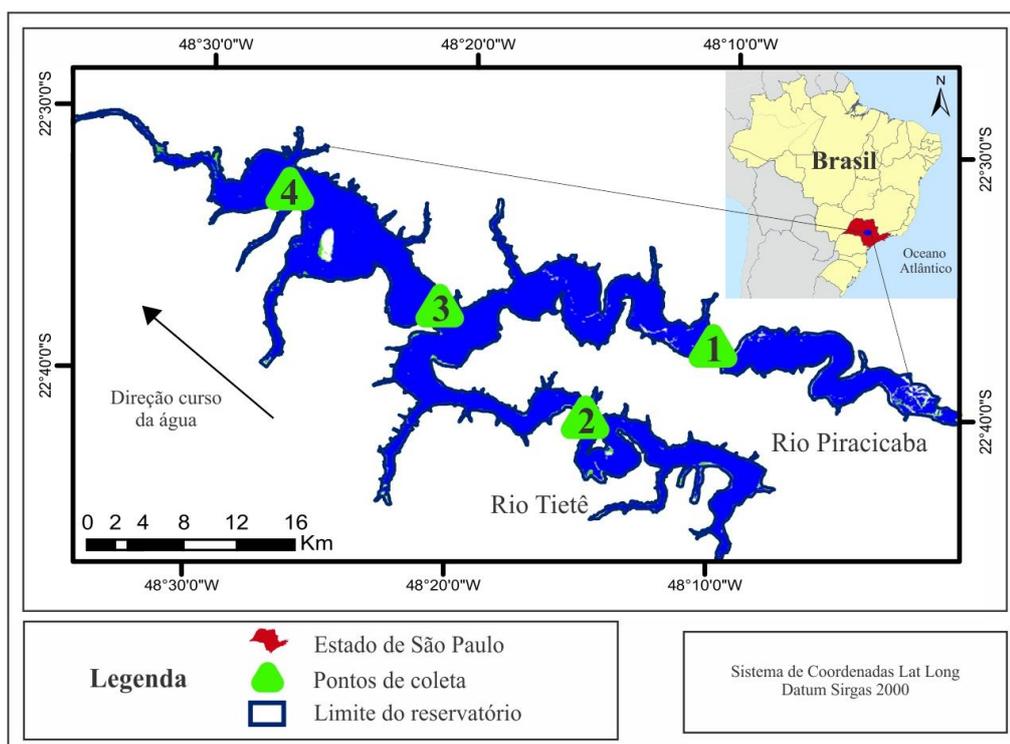
4 MATERIAL E MÉTODOS

Nesta sessão do presente trabalho é apresentada uma descrição da área de estudo, dos pontos amostrais para coleta dos dados, dos equipamentos, dos *softwares* utilizados e das técnicas para a análise dos dados.

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O reservatório de Barra Bonita (Figura 10) está localizado na sub-bacia hidrográfica do Médio Tietê, entre os municípios de Barra Bonita e Igaracú, Estado de São Paulo. Foi implementado em 1963, em função da geração de energia elétrica pelo barramento de seu tributário principal, o rio Tietê, e seu segundo tributário em termos de volume de água, o rio Piracicaba (CALIJURI et al., 2002). Esses rios aportam grande carga de nutrientes por meio de despejos industriais e domésticos. Sua construção promoveu intensas transformações na economia regional, e contribui para o crescimento urbano, favorecendo múltiplos usos da água, tais como: irrigação, recreação, transporte fluvial, piscicultura, abastecimento e desenvolvimento industrial da região (CALIJURI, 1988; CALIJURI et al., 1990).

Figura 10 - Localização do reservatório de Barra Bonita – SP e dos pontos de coleta de dados.



Fonte: Autor (2019).

A falta de saneamento básico nos municípios do entorno, e o fato de o rio Tietê passar pela cidade de São Paulo e receber grande descarga de efluentes domésticos e industriais, sem tratamento prévio e adequado, favorecem o processo de aceleração da eutrofização no reservatório e conseqüentemente limitam a utilização das suas águas (VALENTE et al., 1997). A presença de altos níveis de fertilizantes e agrotóxicos, utilizados em grande escala nas áreas agrícolas, praticamente em toda extensão da bacia hidrográfica, contribui para a proliferação de algas altamente prejudiciais no reservatório.

O reservatório está localizado em uma zona de transição entre o clima tropical e subtropical, o qual se caracteriza por um período seco (maio a outubro) e um período úmido (novembro a abril) (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2005). Conforme a classificação de Köppen, o clima regional é considerado como CW - caracterizado por um clima mesotérmico, com inverno seco e verão quente (MAIA et al., 2008).

Quanto aos pontos de coleta de dados, o ponto 1 faz parte da Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) (05), e o pontos 2, 3 e 4 fazem parte da UGRHI (10) do estado de São Paulo. As UGRHI são regiões que incluem as bacias hidrográficas de um rio. As divisões fazem parte dos Planos de Bacias Hidrográficas – PBH que são instrumentos de planejamento que servem para orientar a sociedade e os tomadores de decisão para a recuperação, proteção e conservação dos recursos hídricos das bacias ou regiões hidrográficas (SIGRH, 2019).

4.2 PROCESSAMENTO DAS IMAGENS ORBITAIS

Imagens do satélite Landsat 8 (sensor OLI) foram adquiridas no site do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) pelo *link* (<https://earthexplorer.usgs.gov>). Foram escolhidas para download, imagens referentes às datas mais próximas das campanhas de campo, e livres da cobertura de nuvens. As datas de aquisição das imagens, bem como as datas das coletas de dados a campo são apresentadas na Tabela 2. Sobre às imagens OLI foram executadas correções geométricas e atmosféricas, e conversão dos números digitais para reflectância de superfície, no software ENVI 5.2.

4.2.1 NDVI no reservatório de Barra Bonita

Para o cálculo do NDVI sobre a área do reservatório de Barra Bonita, utilizou-se a banda 4, que se refere aos comprimentos de onda do vermelho (0,630 – 0,680 μm) e a banda 5

que se refere aos comprimentos de onda do infravermelho próximo (0,845 – 0,885 μm), do sensor OLI. O processamento foi executado no software ENVI 5.2, apenas na parte da imagem referente à área do reservatório de Barra Bonita, para isso as imagens foram recortadas para evitar a mistura espectral de outros alvos presentes.. Os valores NDVI das seis datas analisadas foram divididos em 10 classes de -1 a 1 com intervalo entre elas de 0,2. Após o processamento do índice espectral, as seis imagens foram importadas no software ArcGis para edição do *layout* dos mapas.

O NDVI é calculado conforme a Equação 10:

$$NDVI = \rho_{ivp} - \rho_v / \rho_{ivp} + \rho_v \quad (10)$$

Em que:

NDVI = *Normalized Difference Vegetation Index*

ρ_{ivp} = a refletância no comprimento de onda correspondente ao infravermelho próximo (0,76 a 0,90 μm);

ρ_v = é a refletância no comprimento de onda correspondente ao vermelho (0,63 a 0,69 μm).

4.3 PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA TROPICAL RAINFALL MEASURING MISSION (TRMM)

Um dos principais problemas na aquisição de informações sobre a precipitação é a falta de estações pluviométricas (OLIVEIRA et al., 2014; MORAES et al., 2015). Devido às dificuldades na obtenção de medidas pluviométricas em áreas de difícil acesso e aos elevados custos, dados de satélite têm sido utilizados em estudos climatológicos e hidrológicos, sendo uma alternativa para suprir as deficiências dos dados providos de estações pluviométricas locais (LONGO et al., 2004; ADAMS et al., 2009; OLIVEIRA et al., 2014).

Alguns trabalhos foram desenvolvidos com intuito de avaliar o desempenho de dados de sensores remotos na estimativa de precipitação. Danelichen et al., 2013; Liu, 2015; Serrão et al., 2016; Pessi et al., 2019, destacam que as estimativas do conjunto de dados proveniente do sensor TRMM (produto 3B43) que também são disponibilizados na plataforma de acesso a dados remotos *Series View* do INPE possuem confiabilidade e podem ser utilizados para estimar a precipitação pluviométrica.

O satélite TRMM foi lançado em 27 de novembro de 1997, a partir de uma parceria entre a NASA e a Agência Japonesa de Exploração Aeroespacial (JAXA), com o objetivo de monitorar e a precipitação nos trópicos, além de verificar como a mesma influencia no clima

global. A órbita polar baixa do satélite (inicialmente 350 km e desde 2001, 403 km), juntamente com o período curto de translação (91 minutos) permite uma alta resolução temporal e espacial do imageamento (NASA, 2015). Os dados pluviométricos do TRMM, produto 3B43-V6, foram obtidos a partir de médias mensais com resolução espacial (27,8 km x 27,8 km) e utilizados para analisar a relações com a temperatura da água no reservatório.

4.4 AMOSTRAS DE CLOROFILA-A E TEMPERATURA DA ÁGUA

Amostras de Chl-a, e temperatura da água foram adquiridas através do banco de dados da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo CETESB que faz monitoramento da Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo.

Foram utilizados dados de Chl-a e temperatura da água de seis diferentes datas, escolhidas conforme disponibilidade das séries de imagens Landsat 8, que por sua vez, foram selecionadas de acordo com a data mais próximas da coleta de campo e tendo como requisito a livre cobertura de nuvens. A Tabela 2, mostra os pontos de coleta e as respectivas datas de coleta *in loco*, nos quais analisou-se as amostras de Chl-a, para ser analisada com NDVI, e a temperatura da água com os dados de precipitação do TRMM.

Tabela 2 - Datas das coletas de campo e das imagens Landsat 8.

Pontos de coleta	Coleta <i>in loco</i>	Img.										
1	13/Jan.	17/01/2015	15/Jul.	27/07/2015	11/Mai.	09/04/2016	13/Jul.	14/07/2016	23/Nov.	05/12/2016	12/Jul.	17/07/2017
2	13/Jan.		15/Jul.		11/Mai.		13/Jul.		23/Nov.		12/Jul.	
3	20/Jan.		21/Jul.		03/Mai.		19/Jul.		29/Nov.		28/Jul.	
4	20/Jan.		21/Jul.		03/Mai.		19/Jul.		29/Nov.		18/Jul.	

Fonte: Autor (2019).

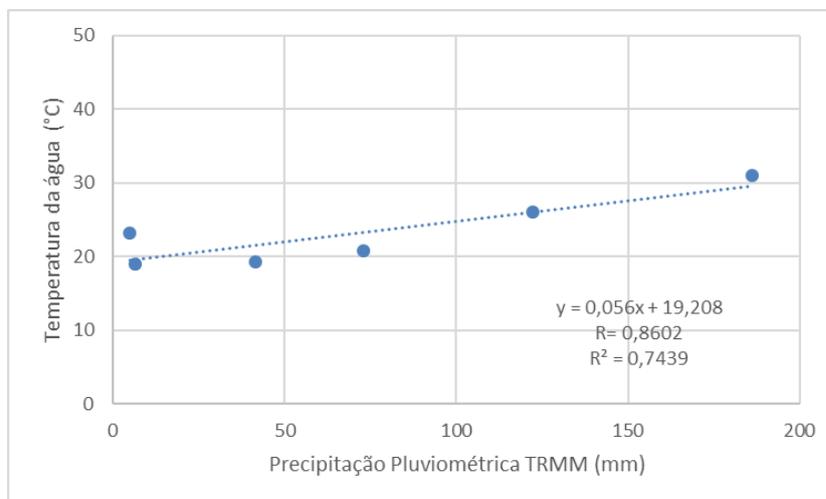
As amostras de Clorofila-a e o NDVI foram analisadas a partir de um diagrama de dispersão, para verificar o potencial do índice NDVI em identificar as regiões de *blooms* (floração) de fitoplâncton. Da mesma forma os dados de temperatura da água e de precipitação do satélite TRMM foram analisados por gráfico de dispersão para averiguar se existe uma tendência sazonal entre essas variáveis e se possuem uma relação com os períodos de maiores *blooms* de clorofila.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 RELAÇÃO ENTRE OS DADOS DE PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA (TRMM) E TEMPERATURA DA ÁGUA

Os dados de precipitação (TRMM) e temperatura de superfície mostraram boa relação, os valores estão apresentados pelo coeficiente de correlação (R) que mede o grau de correlação entre duas variáveis, e pelo coeficiente de determinação (R^2) que informa a medida de ajustamento de um modelo estatístico, a partir das equações geradas do diagrama de dispersão. Conforme a Figura 11, a relação entre a temperatura da água e a precipitação pluviométrica obteve R (0,86) e R^2 (0,74), os dados confirmam que no período de verão as precipitações e a temperatura da água possuem valores mais altos. No inverno, a precipitação e temperatura da água são menores.

Figura 11 – Relação entre a precipitação (TRMM) e a temperatura da água.



Fonte: Autor (2019).

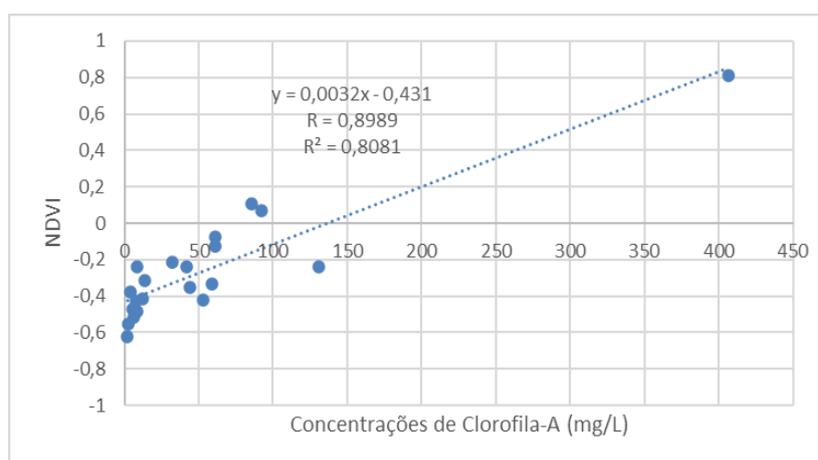
Buzelli et al., 2013 analisou o reservatório de Barra Bonita nos períodos de estiagem e cheia em 2011 e 2012, os autores encontraram resultados semelhantes com maiores temperaturas da água nos períodos de cheia (verão) e as menores temperaturas no período seco (inverno). Para Rodgher et al. (2005), e Panhota e Bianchini Jr. (2003), a temperatura da água do reservatório variou de 25,61°C a 27,8°C nas cheias e 19,41°C a 20,3°C no período das secas.

Os resultados obtidos estão dentro do esperado para o clima da região, considerado de transição entre os climas tropical e subtropical com estações não bem definidas. A elevação da temperatura também tem como consequência a intensificação da taxa de decomposição da matéria orgânica, aumentando a demanda bioquímica de oxigênio do ambiente aquático, sendo que liberações de nitrogênio e fósforo também são intensificadas pela lixiviação (processo de dissolução de frações hidrossolúveis que ocorre durante a decomposição) (BUZZELI, 2013).

5.2 RELAÇÃO ENTRE O ÍNDICE ESPECTRAL NDVI E AS CONCENTRAÇÕES DE CLOROFILA-A

Na figura 12 apresenta-se a relação entre os valores de NDVI derivados das imagens OLI e os dados de Chl-a medidos no campo. Observa-se um comportamento semelhante quanto ao aumento dos valores de Chl-a e dos valores de NDVI, corroborado pela relação linear entre as variáveis, com correlação R (0,89) e coeficiente de determinação R² (0,80). Os valores obtidos indicam que o índice espectral NDVI se mostrou eficiente como indicativo da Chl-a no reservatório.

Figura 12 – Diagrama de dispersão entre a relação das variáveis NDVI e Chl-a.



Fonte: Autor (2019).

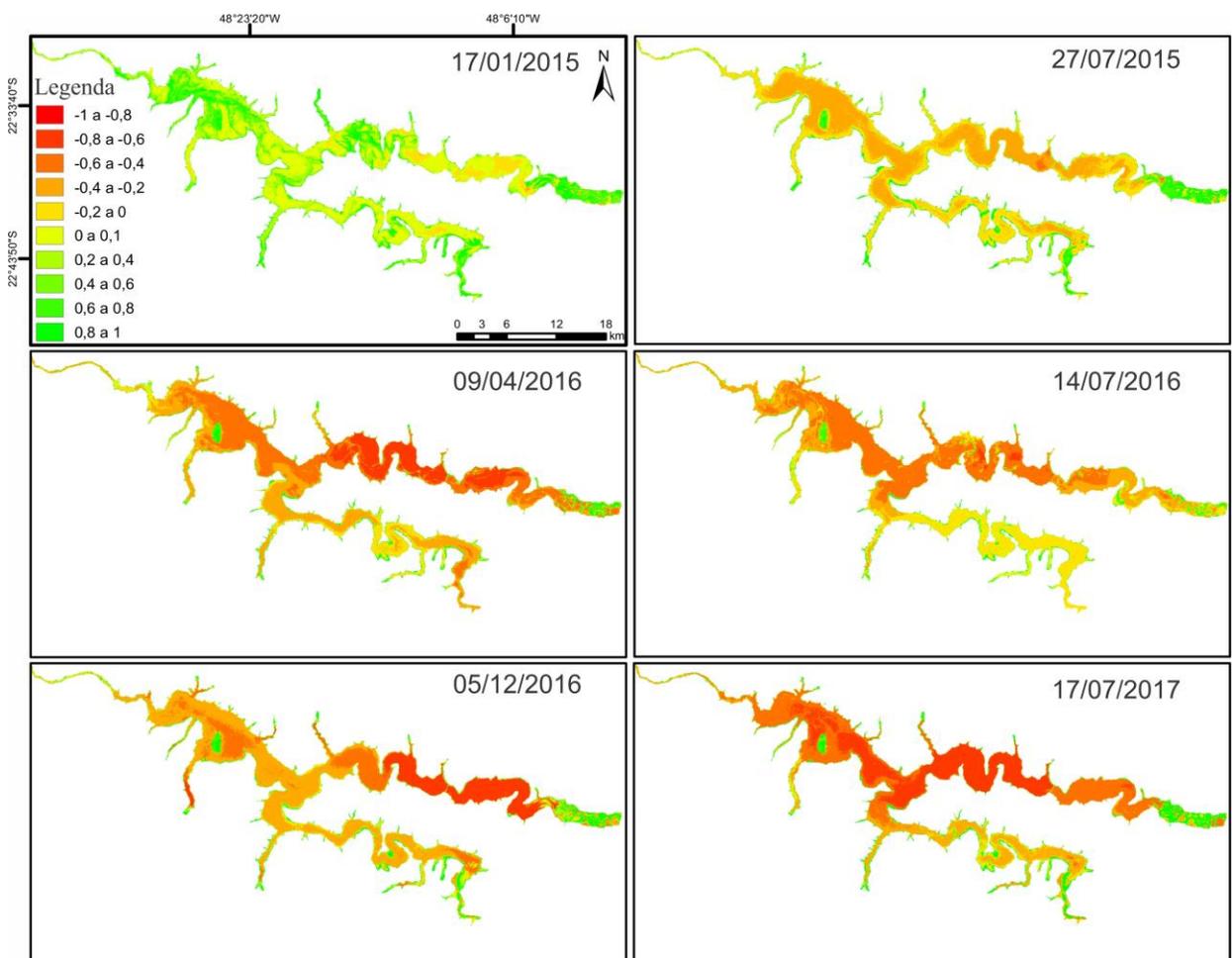
Outros estudos que utilizaram o NDVI e Chl-a para análise de reservatórios e lagos foram: Samboni et al., 2014, que ao utilizar imagens MODIS relatou o grande potencial para o monitoramento da qualidade da água da lagoa Mangueira, no sistema hidrológico do Taim. Os resultados apresentaram o melhor ajuste R² (0,76) para Chl-a e NDVI. Coelho et al., 2011,

determinou as relações entre o parâmetro clorofila-a índices de vegetação NDVI, e encontrou valores de R^2 (0,76) o objetivo do trabalho foi avaliar o estado trófico do reservatório “Lago do Amor” usando o sensor CBERS/CCD e o parâmetro clorofila-a como indicador.

5.3 MAPEAMENTO DO RESERVATÓRIO A PARTIR DO ÍNDICE DE VEGETAÇÃO NDVI

Na Figura 13 é apresentada a série temporal das imagens obtidas pelo Landsat 8, nas quais é possível observar o comportamento dos valores de NDVI para o reservatório de Barra Bonita-SP, durante o período compreendido pelo estudo.

Figura 13- Série temporal do índice espectral NDVI no reservatório de Barra Bonita-SP.



Fonte: Autor (2019).

O reservatório de Barra Bonita possui influência dos rios, Piracicaba (Ponto amostral 1) e Tietê (Ponto amostral 2) conforme a figura 10, apresentada anteriormente.

O rio Piracicaba tem sua nascente na cidade de Americana - SP e sua foz no reservatório de Barra Bonita unindo-se com o rio Tiete. Caracterizado por apresentar maior influência de áreas rurais, a classe Solo Exposto e a classe Cobertura Herbácea Arbustiva são predominantes, em seu entorno conforme mapa de Cobertura da Terra (Anexo B).

O rio Tietê tem sua nascente na cidade de Salesópolis – SP, suas águas também são influenciadas pela classe Solo Exposto e Cobertura Herbácea Arbustiva (Anexo C), mas a principal característica desse rio é a passagem pela região metropolitana de São Paulo, (Anexo D) sendo afetado tanto por resíduos das atividades urbanas como rurais. As águas escuras e com cheiro muito forte estão carregadas de esgoto não tratado, que vem das casas, indústrias e áreas de cultivo agrícola.

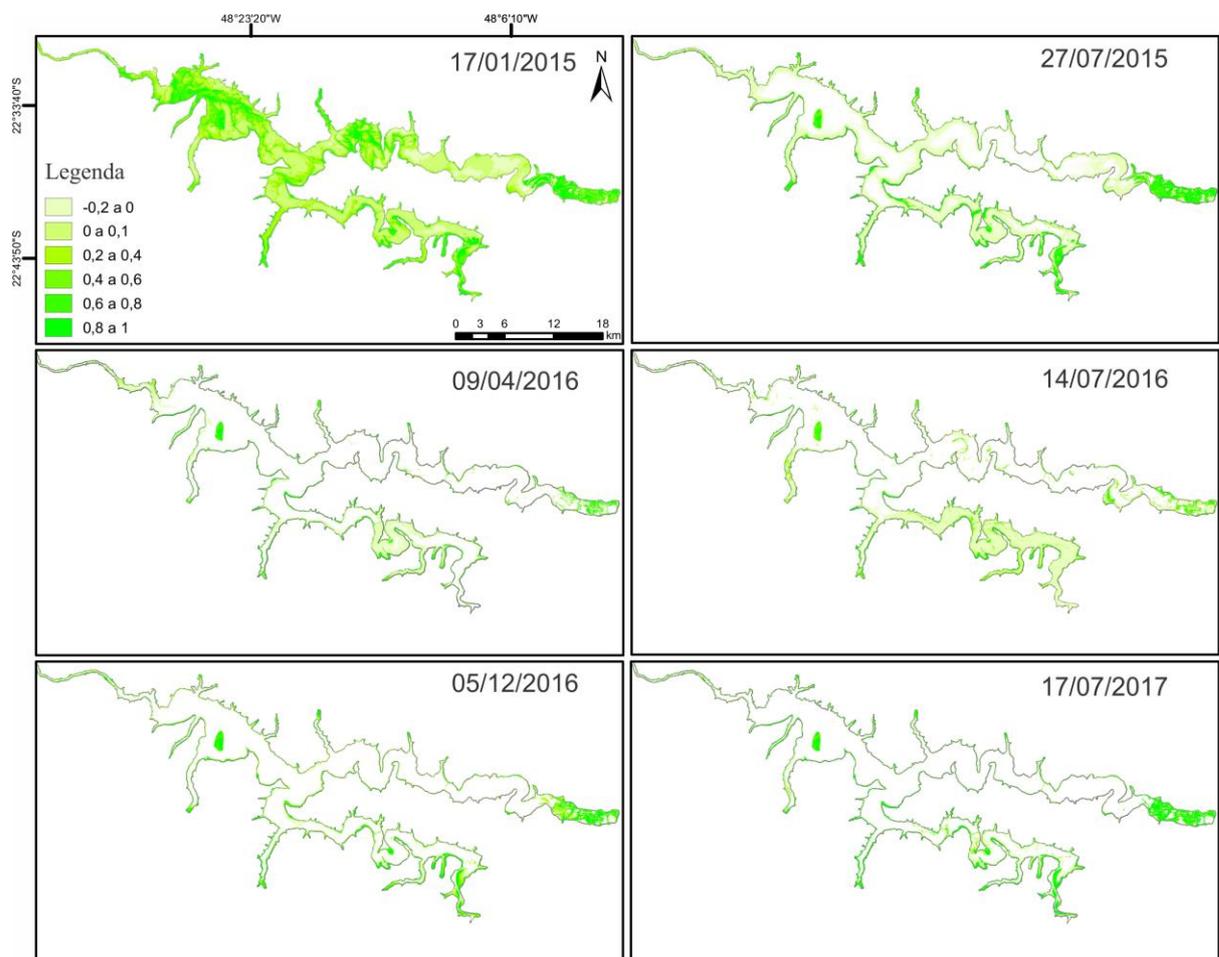
Conforme a figura 12 observa-se que em janeiro de 2015 foram encontrados os maiores valores de NDVI. Segundo os relatórios da CETESB (Anexo A) o ano de 2014 foi atingido por uma seca, com precipitações abaixo da média histórica. No ano de 2015 em alguns períodos a precipitação continuou com valores abaixo da média histórica, o que resultou nos valores de NDVI que em sua maioria variaram de (0 a 1) para a imagem de janeiro de 2015 e conseqüentemente nos altos valores de Chl-a e valores de NDVI (-04 a 1) para julho de 2015. Minhoni (2017) destaca que em períodos de maior temperatura (verão) locais com menor volume de água à elevada população de plantas aquáticas. A imagem de julho de 2015, 2016 e 2017, gradativamente apresentou valores menores de NDVI e Chl-a, os valores estão relacionados à precipitação que aumentou respectivamente.

Destaca-se que os pontos amostrais podem manter dinâmicas distintas da ocorrência de Chl-a, sejam em função de influências das atividades antrópicas adjacentes ou fenômenos naturais que ocorrem na bacia hidrográfica, que por sua vez podem influenciar tanto as plantas aquáticas como o desenvolvimento dos organismos fitoplanctônicos. O ponto amostral 2, localizado rio Tietê apresentou valores mais altos de NDVI e Chl-a em todas as datas analisadas, indicando condições adequadas a comunidade fitoplanctônica desenvolver seus organismos constituintes, independentemente da época do ano analisado. Facco et al., 2019 analisaram o nível de eutrofização no reservatório de Barra Bonita e constatou que o braço do Rio Tiete possui concentrações de Chl-a mais altos em relação ao rio Piracicaba.

Alguns trabalhos na literatura demonstram que o NDVI a cima de -0,2 é indicativo de floração de algas e fitoplâncton. Corrazza (2013), analisou o Lago Guaíba em Porto Alegre e identificou floração de algas a partir de imagens de satélite. Em seus experimentos a autora

considerou que valores de NDVI superiores a -0,2 são indicativos de floração de fitoplâncton. Segundo a autora, em corpos hídricos a resposta no infravermelho é menor do que a verificada na faixa do vermelho em função da forte absorção pela água pura, e, por isso, os valores de NDVI gerados são na grande maioria dos casos, negativos, não podem ser desconsiderados (CORRAZA, 2013). Considerando os resultados da autora, os valores de NDVI a cima de (-0,2) foram também espacializados para o reservatório de Barra Bonita (Figura 14).

Figura 14 - Série histórica do índice de vegetação NDVI > -0.2 no reservatório de Barra Bonita - SP.



Fonte: Autor (2019).

Conforme a figura 14, observa-se que o rio Tietê é mais propício a floração de algas em relação ao rio Piracicaba. Esse é o reflexo da ausência de planejamento e gestão da cidade de São Paulo. A intensa urbanização, insuficiência de áreas protegidas, baixa precipitação pluviométrica, falta de saneamento básico nos municípios do entorno, descarga de efluentes

domésticos e industriais, e o uso de agrotóxicos nas áreas agrícolas contribuíram para os maiores *booms* de Chl-a e organismos fitoplanctônicos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo analisou a relação entre dados de Chl-a e o índice de vegetação por diferença normalizada NDVI a partir de imagens do sensor *Operational Land Imager* (OLI) do satélite Landsat 8 no reservatório de Barra Bonita - SP.

Conforme a análise dos dados constatou-se que as altas temperaturas e menores precipitações do ano 2014 e início de 2015 foram o principal fator contribuinte para os *blooms* de organismos fitoplanctônicos.

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) mostrou-se uma ferramenta muito útil para estimativa da Chl-a apresentando boa relação entre essas variáveis, correlação R (0,89) e coeficiente de determinação R² (0,80).

Este estudo propiciou ótimos resultados de Sensoriamento Remoto para o monitoramento do reservatório de Barra Bonita. A Chl-a do reservatório de Barra Bonita pode ser derivada a partir índice espectral NDVI, vistas em imagens de satélite. Esta relação foi válida, mas sugere-se para trabalhos futuros a coleta e análise de mais pontos amostrais e uma maior série temporal de imagens para análise do reservatório em estudo.

REFERÊNCIAS

- ADAMS, D. K., SOUZA, E., COSTA, A.: **Moist Convection in Amazonia: Implications for Numerical Modeling**, Revista Brasileira de Meteorologia, 13, 168–178, 2009 Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0102-77862009000200006>>. Acesso em 10 nov. 2019
- AMORIM, B. **Análise Comparativa de Processos de Eutrofização da Água em Reservatórios do estado do Ceará e sua Relação com as Características Morfológicas, Hidrológicas e Climáticas**. 2001. 174p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2001. Analysis. 3. ed. [S.l.]: Wiley-Interscience, 2001. 641 p.
- ANDRADE, F. G. B. **Efeitos da pressão antrópica e urbanizadora sobre as áreas de preservação permanente das lagoas costeiras-o caso da lagoa dos Quadros, costa norte do Estado do Rio Grande do Sul/Brasil**. Porto Alegre, 113 p. 2012. (Especialização em Diversidade e Conservação da Fauna) – Instituto de Biocências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- BASTOS (2008). Disponível em: <<http://klebereana.blogspot.com.br/2008/12/eutrofizacao-dos-corpos-dgua.html>>. Acesso em 15 out. 2019.
- BUKATA, R. P. J.; JEROME, J. H.; KONDRATYEV, K. Ya.; POZDNYAKOV, D. V. **Optical properties and remote sensing of inland and coastal waters**. Boca Taton, Florida: CRC Press LLC, 1995. 362 p.
- BUZELLI, G.M., CUNHA-SANTINO, M.B. (2013). **Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP**. Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science, 8 (1).
- CAI, X.; FENG, L.; HOU, X.; CHEN, X. **Remote sensing of the water storage dynamics of large lakes and reservoirs in the Yangtze River Basin from 2000 to 2014**. Scientific reports, v. 6, p. 36405, 2016.
- CALIJURI, M.C. **Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplantônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização**. São Carlos, 1988. 293 p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- CALIJURI, M.C.; SANTOS, A. C. A. D.; JATI, S. **Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP Brazil)**. Journal of Plankton Research, Oxford, v. 24, n. 7, p. 617- 634, 2002.
- CALIJURI, M. C.; TUNDISI, J. G. **Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita – Estado de São Paulo: Mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento**. Revista Brasileira de Biologia, v. 50, n. 4, p. 893-913, 1990.
- CAMPOS, J. D. Q.; PRESOTO, L. H.; GIANANTI, A. E.; MORAES, A.; PAULI, D. R.; COSTA FILHO, I. D. A.C.; TEIXEIRA, L.R.; DE MACÊDO, L. A. A. (Coordenadores). **Ambientalismo e educação ambiental**. São Paulo, 114 p., 2004.
- CARNEIRO, C. **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Curitiba: Sanepar/FINEP, 2005 p. 273-302.
- CETESB. **Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais / CETESB**; São Paulo: CETESB, (2013). Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/>.
- COELHO, L., ROCHE, K. F., PARANHOS FILHO, A. C., & LEMOS, V. B. (2011). **Uso do sensor CBERS/CCD na avaliação do estado trófico do Reservatório Lago do Amor (Campo Grande, MS)**. Revista Brasileira de Cartografia, 6(2), 221–232.
- CORAZZA, R. **Identificação de florações de algas no Lago Guaíba com uso de imagens de satélite e espectrorradiometria de campo**. 2015. 209 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-graduação

em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Estado do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, 2015.

COUTO, J. L. V. (2012) **Limnologia**. Disponível em: <http://www.ufrj.br/> Acesso em: 05 dez de 2019.

CURRAN, P. J. **Principles of remote sensing**. New York, 1985, 282 p.

DA CRUZ, N. C.; GALO, M. D. L. B. T. **Mapeamento das infestações por plantas aquáticas em reservatórios utilizando imagens multiescala e redes neurais artificiais**. Revista Brasileira de Cartografia, v. 2, n. 57, p. 103-112, 2005.

DA SILVA, Aichely Rodrigues; FONSECA, Alessandra Larissa D. Oliveira. **Eutrofização dos recursos hídricos como ferramenta para a compreensão das doenças de vinculação hídrica**. Geosul, v. 31, n. 62, p. 247-270, 2016.

DANELICHEN, V. H. M., MACHADO, N. G., SOUZA, M. C., BIUDES, M. S., 2013. **TRMM satellite performance in estimating rainfall over the midwest region of Brazil**. Revista Brasileira de Climatologia [online] 12. Disponível: <https://revistas.ufpr.br/revistaabclima/article/view/31203>. Acesso: 01 set. 2019.

DATSENKO, I.S. **Estudo da qualidade da água dos reservatórios do estado do Ceará**: Relatório Final. Universidade Federal do Ceará, Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Ambiental. Fortaleza: UFC, 1999. 250f.

EMBRAPA. Agência Embrapa de Informação Tecnológica (AGEITEC). **Sistema de Plantio direto o Conceito**. 2015. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/sistema_plantio_direto/arvore/CONT000fh2b6ju802wyiv80rn0etn6qel0im.html> Acesso em: 15 ago. 2019.

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

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência 1998.

ESTEVEES, F.A.; THOMAZ, S. M. **Comunidade de Macrófitas Aquáticas** In: Esteves, F. D. A. (Coordenador), **Fundamentos de limnologia**, Rio de Janeiro, 790 p. 2011.

FACCO, D. S.; GROSS, J. A.; TONIOLO, G. R.; SANTOS, A. K. F.; NASCIMENTO, V. F.; GUASSELLI, L. A.; **Monitoramento da dinâmica de macrófitas aquáticas a partir do índice de estado trófico e reflectância espectral**. In: ANAIS DO XIX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2019, Santos. Anais eletrônicos... Campinas, GALOÁ, 2019. Disponível em: < <https://proceedings.science/sbsr-2019/papers/monitoramento-da-dinamica-de-macrofitas-aquaticas-a-partir-do-indice-de-estado-trofico-e-reflectancia-espectral> > Acesso em: 12 dez. 2019.

FIGUEIRÊDO, Maria Cléa Brito de et al. **Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização**. Eng. sanit. ambient, v. 12, n. 4, p. 399-409, 2007.

FURRIELA, Rachel B. **Educação para o Consumo Sustentável**. Ciclos de Palestras sobre o Meio Ambiente. 2001. Arquivo Capturado da Internet. Acesso em: 02 out. 2019

GAO, H. **Satellite remote sensing of large lakes and reservoirs: From elevation and area to storage**. Wiley Interdisciplinary Reviews: Water, v. 2, n. 2, p. 147-157, 2015.

GERACE, A. D.; SCHOTT, J. R.; NEVINS, ROBERT. **Increased potential to monitor water quality in the near-shore environment with Landsat's next-generation satellite**. Journal of Applied Remote Sensing p. 1-19 Mai 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1117/1.JRS.7.073558>> Acesso em: 15 out. 2019.

HAN, L. **Spectral Reflectance with Varying Suspended Sediment Concentrations in Clear and Algae-Laden Waters**. Photogrammetric Engineering e Remote Sensing, Tuscaloosa, v. 63, n. 6, p. 701-705, jun., 1997.

HERMES, L. C.; FAY, E. F.; SILVA, C. M. M. S.; SILVA, Ê. F. F.; **Considerações Gerais à Classificação e Monitoração de Qualidade da Água. Índice do uso sustentável da água (ISA-AGUA)-região do submédio são Francisco.** Embrapa Meio Ambiente, p. 17-41, 2006.

IFSC. Disponível em: <https://wiki.ifsc.edu.br/mediawiki/index.php/AULA_4_-_Eletr%C3%B4nica_Geral_1_-_T%C3%A9cnico>. Acesso em 01 nov. 2019.

INSTITUTO INTERNACIONAL DE ECOLOGIA (IIE). **Lagos e Reservatórios. Qualidade da Água: O Impacto da Eutrofização.** RiMa, São Paulo, Brasil, 2000. v.3. 28 p.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres.** Tradução José Carlos Epiphânio (coordenador) et al. 2. ed. São José dos Campos: Parêntese, 2009

LI, R.H.; LIU, S.M.; ZHANG, G.L.; REN, J.L.; ZHANG, J. **Biogeochemistry of nutrients in an estuary affected by human activities: The Wanquan River estuary, eastern Hainan Island, China.** Continental Shelf Research. v. 57, p. 18-31, 2013.

LIMA, F. J. O.; LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; CLAUDIO, C. F. B. TEIXEIRA, A. D. S. **Uso do Sensoriamento Remoto no Monitoramento de Plantas Aquáticas.** Conexões – Ciência e Tecnologia. v. 11 p 49-56, 2017.

LIMA, R. N. S, de 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.** 2013. Simpósio sensoriamento remoto.

LISSNER, J.B, & GUASSELLI, L.A. 2013. **Variação do índice de vegetação por diferença normalizada na lagoa Itapeva, litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil, a partir de análise de séries temporais.** Sociedade & Natureza, 25(2): 427-440.

LIU, Z., 2015. **Comparison of precipitation estimates between version 7 3-hourly TRMM Multi-satellite Precipitation Analysis (TMPA) near-real-time and research products.** Atmospheric Research [online] 153. Disponível: <https://www.sciencedirect.com/science/.../S0169809514003081>. Acesso: 17 jul. 2019.

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, 157, 170–184.

LONGO M, CAMARGO R, SILVA DIAS MAF. **Análise das características dinâmicas e sinóticas de um evento de friagem durante a estação chuvosa no sudoeste da Amazônia.** Revista Brasileira de Meteorologia 2004; 19(1): 59-72.

LOPES, F. B. **Uso de sensoriamento remoto como suporte ao monitoramento da qualidade das águas superficiais da região semiárida do Brasil.** 201 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013

LUO, C.; LI, X.; MA, R.; LI, F.; DUAN, H.; HU, W.; QIN, B.; HUANG, W. **Applying remote sensing techniques to monitoring seasonal and interannual changes of aquatic vegetation in Taihu Lake, China.** Ecological Indicators. v. 60, p. 503-513, 2015.

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

MAZUMDER, A. e HAVENS, K. E. **Nutrient-chlorophyll-Secchi relationships under constrating grazer communities of temperate versus subtropical lakes.** Can. J. Aquat. Sci. 55: 1652-1662. 1998.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. **Introdução ao processamento de imagem de sensoriamento remoto.** Brasília: CNPQ/Unb, 2012.

MINHONI, R. T.A; PINHEIRO, M. P. M. A. P; FILGUEIRAS, R; ZIMBACK, C. R. L. **Sensoriamento remoto aplicado ao monitoramento de macrófitas aquáticas no reservatório de barra Bonita, SP.** Irriga. v. 22 p. 330-342, 2017.

MINHONI, R. T.A; SOUZA, M. H. C ZIMBACK, C. R. L. **Monitoramento de macrófitas aquáticas no rio São Francisco no trecho urbano de Petrolina-PE.** Scientia Plena. v. 14, p. 1-9, 2018.

MONTEIRO, F. M. **Presença de macrófitas submersas altera a dinâmica do fitoplâncton em reservatórios do semiárido?** 2016. 61 p. Mestrado (Em ciência e tecnologia ambiental) – Centro de ciências e tecnologia. Universidade Estadual da Paraíba.

MORAES, B. C.; SODRÉ, G. R. C.; SOUZA, E. B.; RIBEIRO, J. B. M.; FILHO, L. G. M.; FERREIRA, D. B. S.; OLIVEIRA, J. V. **Climatologia da precipitação na Amazônia.** Revista Brasileira de Geografia Física, Recife, v. 8 n. 5, p. 1359-1373, 2015.

MORAES, E. C. **Fundamentos de Sensoriamento Remoto** São José dos Campos, SP INPE 2002.

MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental.** 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, 1997.

MOTTA, R. S. **Economia Ambienta.** 1º ed. Rio de Janeiro. Editora FGV, 2006. 228 p.

MUELLER, C. C. **Gestão de matas ciliares.** In: LOPES, I. V. et al. (Orgs.). *Gestão Ambiental no Brasil: experiência e sucesso.* 2. ed. Rio de Janeiro: Editora Fundação Getúlio Vargas, 2000.

NETO, M. L. F.; FERREIRA, A. P. - **Perspectivas da Sustentabilidade Ambiental Diante da Contaminação Química da Água: Desafios Normativos** - Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente - v.2, n.4, Seção 1, ago. 2007.

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

NOVO, E. M. L. M. **Sistemas Aquáticos Continentais.** In: RUDORFF, F. T. et al. *O Sensor Modis e suas aplicações ambientais no Brasil.* São José dos Campos: A. Silva Vieira. 2007.

NOVO, E. M. L. M.; HAMSOM, J. D.; CURRAN, P. J. **The effect of sediment type on the relationship between reflectance and suspended sediment concentration.** Inter. J. Remote Sens., v. 10, n. 7, p. 1283-1289. 1989.

NOVO, E.M.L. de M. **Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações.** 4ª edição. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda. 2010.

OLIVEIRA, L. F. C.; FIOREZE, A. P.; MEDEIROS, A. M. M.; SILVA, M. A. S. **Comparação de metodologias de preenchimento de falhas de séries históricas de precipitação pluvial anual.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v.14, n.11, p.1186–1192, 2010.

PAERL, H.W. **Controlling Eutrophication along the Freshwater–Marine Continuum: Dual Nutrient (N and P) Reductions are Essential.** Estuaries and Coasts, v. 32 n. 4, 593-601, 2009.

PANHOTA, R. S.; BIANCHINI JR, I. **Potential cycling of organic matter in a eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil).** Acta Limnologica Brasiliensia, Botucatu, v. 15, n. 2, p. 1 – 11, 2003.

PESSI, D. D., SANTOS, C. S. A. D., NONATO, J. J., DOURADO, L. G. A., SILVA, O. P., BASSINI, R. T., & JOSÉ, J. V. (2019). **Validação das estimativas de precipitação do satélite TRMM no Estado de Mato Grosso, Brasil.** Revista de Ciências Agrárias, 42(1), 81-90.

PÉREZ, Gabriel Roldán; RESTREPO, John Jairo Ramírez. **Fundamentos de limnologia neotropical.** Universidad de Antioquia, 2008.

POMPÊO, M. L. M. **Limnologia: o estudo das águas continentais.** Saneas, v. 40, p. 5-9, mar. 2011.

PONZONI, F. J. & SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação.** 2009. Ed. Parêntese. São José dos Campos – SP.

PORTZ, L., GUASSELLI, L.A., CORREA, I.C.S.: **Spatial and temporal variation of NDVI in lagoa do peixe**. Revista Brasileira de Geografia Física 4(5), 897–908 (2011).

PRADO, R. B.; NOVO, E. M. L. D. M.; **Avaliação espaço-temporal da relação entre o estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP) e o potencial poluidor de sua bacia hidrográfica**. Sociedade & Natureza, v. 19, n. 2, 2007.

RITCHIE, J. C.; ZIMBA, P. V.; EVERITT, J. H. **Remote sensing techniques to assess water quality**. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, v. 69, n. 6, p. 695-704, 2003.

ROCHA, C. H. B. **Geoprocessamento: tecnologia transdisciplinar**. Minas Gerais: Ed. do autor, 2000.

RODGHER, S. et al. **Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê river (São Paulo, Brazil)**. Brazilian Journal of Biology, v. 65, n. 4, p. 697- 710, 2005.
Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1519-2005000400017>>. Acesso em: 06 set 2019.

RODRIGUES, T. W. P.; GUIMARÃES, U. S.; ROTTA, L. H.; WATANABE, F. S. Y.; ALCÂNTARA, E.; IMAI, N. N.; **Delineamento amostral em reservatórios utilizando imagens landsat-8/OLI: um estudo de caso no reservatório de Nova Avanhandava (estado de São Paulo, Brasil)**. Bol. Ciênc. Geod. Curitiba, v. 22, n. 2, p. 303-323, jun. 2016.

ROSA, R. **Introdução ao Sensoriamento Remoto**. 7ed. Uberlândia: Edufu. 2009.

ROUSE, J. W.; HAAS, J. A.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. **Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS**. 1973. Disponível em: <https://ntrs.nasa.gov/archive/nasa/casi.ntrs.nasa.gov/19740022614.pdf>. Acesso em: 10 set. 2019.

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 a compreensão da variação temporal dos seus constituintes opticamente ativos**. 2005. 138 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2006.

RUNDQUIST, D. C.; HAN, LUOHENG.; SCHALLES, J. F.; PEAKE, J. S. **Remote Measurement of Algal Chlorophyll in Surface Waters: The Case for the First Derivative of Reflectance Near 690 nm**. Photogrammetric Engineering e Remote Sensing, v. 62, n. 2, p. 195-200. Fev 1996. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Luoheng_Han/publication/265108491_Remote_Measurement_of_Algal_Chlorophyll_in_Surface_Waters_The_Case_for_the_First_Derivative_of_Reflectance_Near_690_nm/links/542987270cf21286bc21a09c.pdf> Acesso em: 20 out. 2019.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2006.
SANTOS, A. R. Apostila de Sensoriamento Remoto. Espírito Santo – Brasil, 2013.

SERRÃO, Edivaldo Afonso de Oliveira et al. **Avaliação estatística entre as estimativas de precipitação da constelação GPM com TRMM: uma análise a bacia hidrográfica do Rio Solimões**. Revista brasileira de climatologia, v. 18, p.256-275, 2016.

SIGRH, Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/crh/planodebaciashidrograficas>>. Acesso em 01 nov. 2019.

SILVA, P. R. **Técnicas de sensoriamento remoto e radiometria aplicadas a vinhedos em duas regiões do Rio Grande do Sul**. 84p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) -Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

SMITH, V.H. & SCHINDLER, D.W. (2009) **Eutrophication science: where do we go from here?** Trends in Ecology and Evolution, v. 24, n. 4, p. 201-207.

SOUZA, A. G. S. S., de ALMEIDA, F. F., de SOUZA VIANA, J. F., NETO, A. R. **Aplicação do produto MOD13Q1 do sensor MODIS para o cálculo de área e volume do reservatório de Sobradinho-Bahia-Brasil**. <http://marte2.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/marte2/2017/10.27.13.57.53/doc/60023.pdf>.

SOUZA, D. F.; PINTO, A. L.; MENDES, A. M. S. Qualidade, enquadramento e limitações de uso das águas superficiais da Lagoa Maior 2011 e 2012 em Três Lagoas – MS. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**. v. 8, n. 2, 2012. p. 151-159.

SPERLING, M. V. **Introdução á qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996.

STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G. (Coordenadores). Diretrizes para o gerenciamento de lagos: Gerenciamento da qualidade da água de represas. Serie Gerenciamento da qualidade da água de represas. Instituto Internacional de Ecologia, São Carlos, São Paulo, v. 9, 300 p, 2013.

TORRES, C. R. M.; FERNANDO, E. M. P.; LUCENA, M. F. A.; **Checklist de plantas aquáticas em trechos de Caatinga do semiárido Paraibano, Nordeste do Brasil**. Gaia Scientia. V. 10 p. 284-296, 2016.

TUCCI, A. **Sucessão da comunidade fitoplanctônica de um reservatório urbano e eutrófico, São Paulo, SP, Brasil**. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2002.

TUNDISI, J. G. **Água no Século XXI: Enfrentando a Escassez**. RIMA, IIE. São Carlos, 2003.

TUNDISI, J.G.; TUNDISI, M.T., 2008. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 632 p. Weaver, E. C.; Wrigley, R. **Factors Affecting the Identification of Phytoplankton Groups by Means of Remote Sensing**. NASA Technical Memorandum 108799. 1994.

VALENTE, J.P.S.; PADILHA, P.M.; SILVA, A.M.M. **Contribuição da cidade de Botucatu – SP com nutrientes (fósforo e nitrogênio) na eutrofização da represa de Barra Bonita**. Eclética Química, v. 22, p. 31-48, 1997.

WETZEL, R. G. **Limnology lake and river Ecosystems**. Academic Press; 3 ed., 2001, p. 1006.

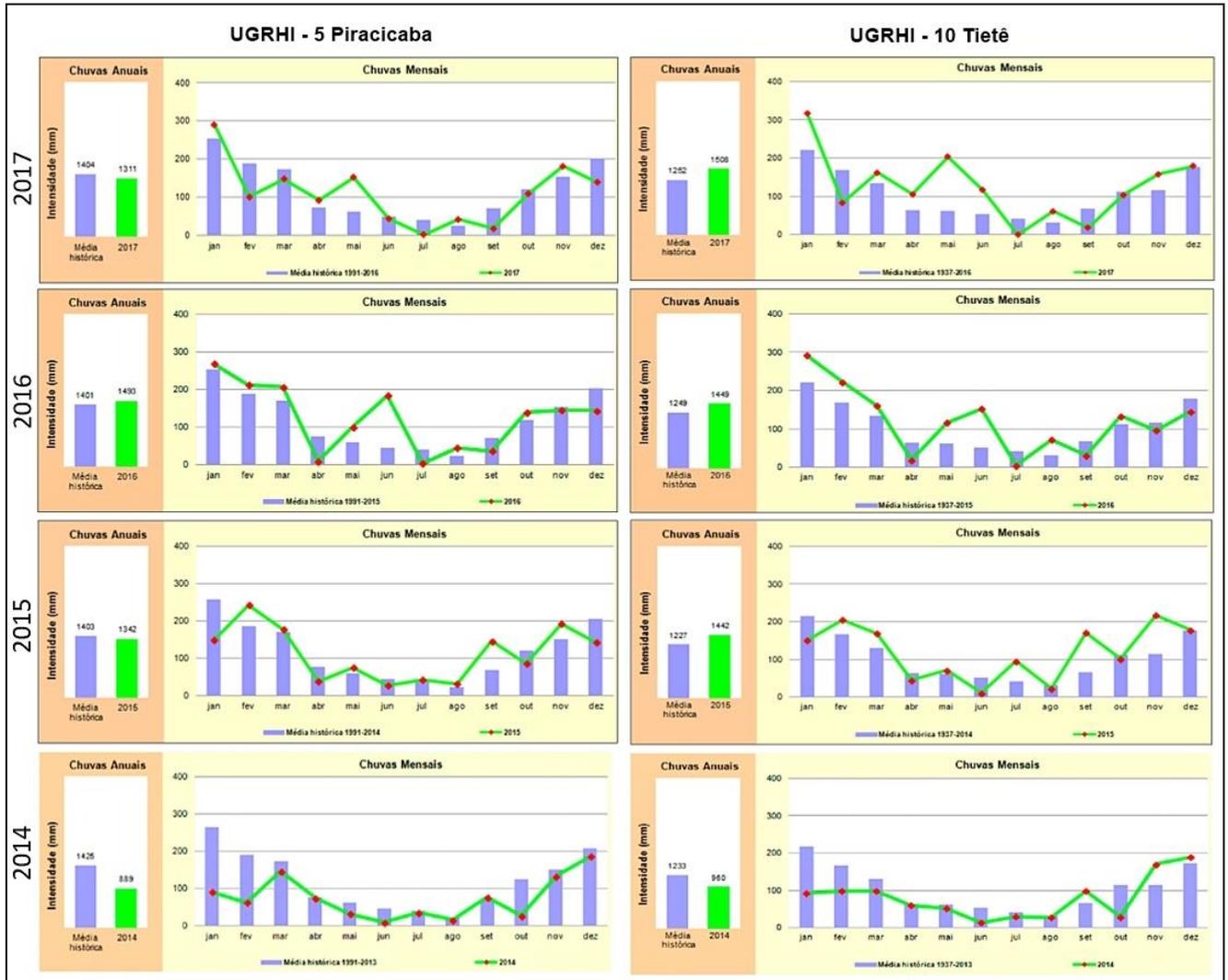
WETZEL, R. G. **Limnology**. Philadelphia: Saunders College Publishing, 1975.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. 1991. **Limnological analyses**. Springer Verlag, New York. 391pp.

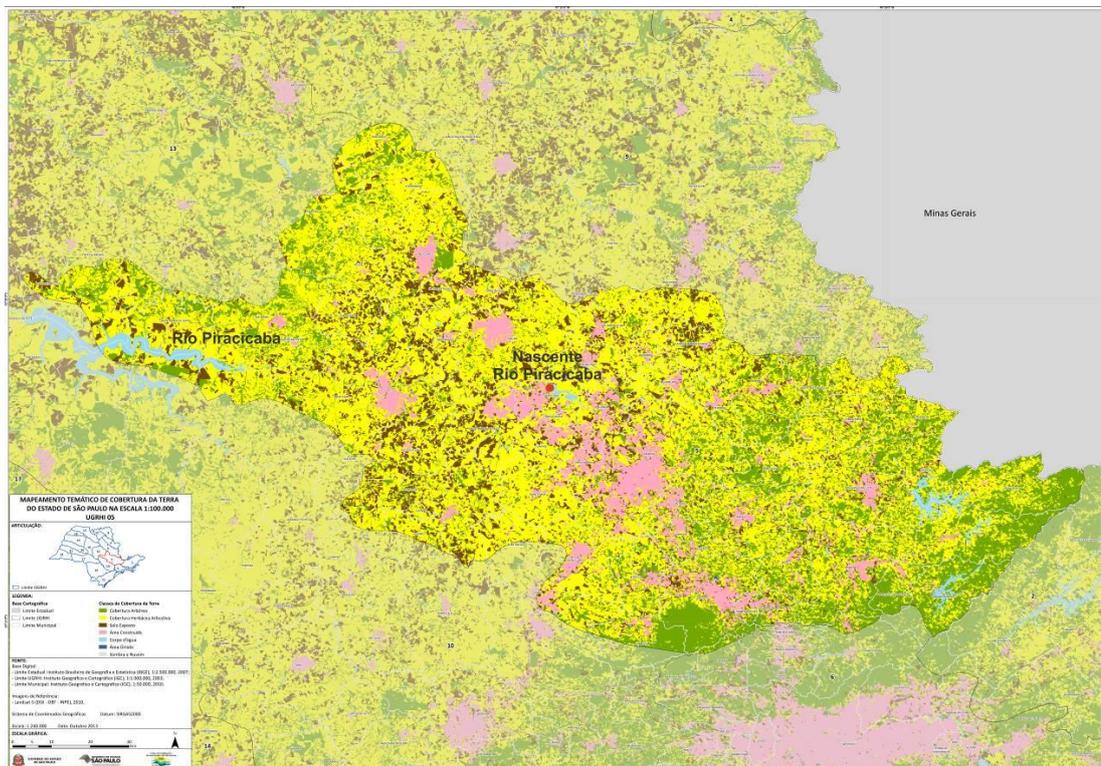
XAVIER, C. F.; DIAS, L. N.; BRUNKOW, R. F.; **Eutrofização**. In: ANDREOLI, C. V., 2005.

ANEXOS

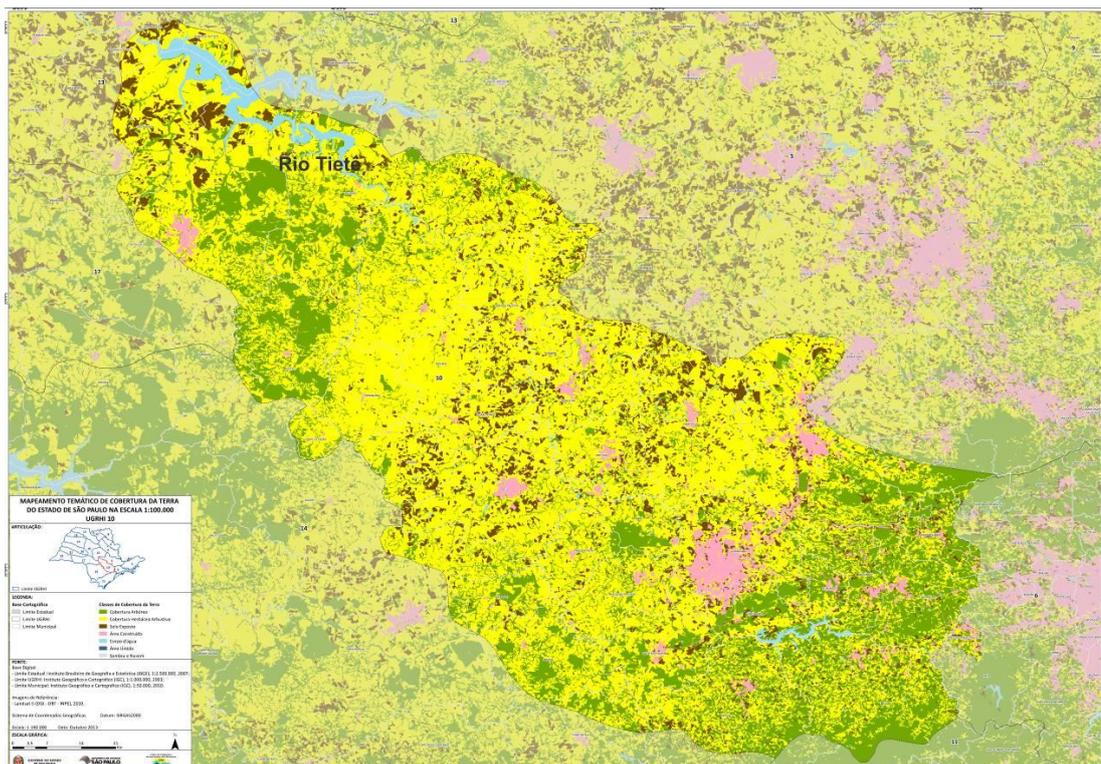
ANEXO A - Precipitação pluviométrica na unidade de gerenciamento hídrico da UGRHI do rio Piracicaba e da UGRHI do rio Tietê de 2014 a 2015. CETESB.



ANEXO B - Mapa de cobertura da terra da UGRHI 05 Estado de São Paulo do ano de 2013 - Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo – SMA.



ANEXO C - Mapa de cobertura da terra da UGRHI 10 Estado de São Paulo do ano de 2013 - Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo – SMA.



ANEXO D - Mapa de cobertura da terra da UGRHI 06 Estado de São Paulo do ano de 2013 - Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo – SMA.

