

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS
AMBIENTAIS**

DISSERTAÇÃO

**USO DO SENSORIAMENTO REMOTO PARA ESTIMAR A CONCENTRAÇÃO DE
COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS NA LAGOA DA PAMPULHA - MG**

Mariana Elissa Vieira de Souza

**BELO HORIZONTE
2019**

Mariana Elissa Vieira de Souza

**USO DE SENSORIAMENTO REMOTO PARA ESTIMAR A CONCENTRAÇÃO DE
COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS NA LAGOA DA PAMPULHA - MG**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da Universidade Federal de Minas Gerais como pré-requisito para obtenção do título de mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Marcos Antônio Timbó Elmiro

Co-Orientador: Prof. Dr. Lino Augusto Sander de Carvalho

Belo Horizonte

2019

S729u
2019

Souza, Mariana Elissa Vieira de.

Uso do sensoriamento remoto para estimar a concentração de componentes opticamente ativos na Lagoa da Pampulha – MG [manuscrito] / Mariana Elissa Vieira de Souza. – 2019.

68 f., enc.: il. (principalmente color.)

Orientador: Marcos Antônio Timbó Elmiro.

Coorientador: Lino Augusto Sander de Carvalho.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Cartografia, 2019.

Bibliografia: f. 64-68.

1. Modelagem de dados – Aspectos ambientais – Teses. 2. Água – Qualidade – Teses. 3. Sensoriamento remoto – Teses. 4. Pampulha, Lagoa da (MG) – Teses. I. Elmiro, Marcos Antônio Timbó. II. Carvalho, Lino Augusto Sander de. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Departamento de Cartografia. IV. Título.

CDU: 911.2:519.6(815.1)



FOLHA DE APROVAÇÃO

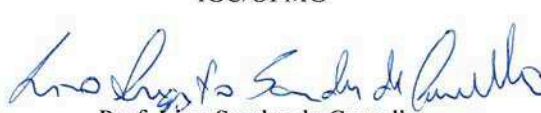
USO DO SENSORIAMENTO REMOTO PARA ESTIMAR A CONCENTRAÇÃO DE COMPONENTES OPTICAMENTE ATIVOS NA LAGOA DA PAMPULHA - MG


MARIANA ELISSA VIEIRA DE SOUZA

Dissertação submetida à Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, como requisito para obtenção do grau de Mestre em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, área de concentração ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS.

Aprovada em 28 de junho de 2019, pela banca constituída pelos membros:


Prof. Marco Antônio Timbó Elmro - Orientador
IGC/UFMG


Prof. Lino Sander de Carvalho
IGEO/UFRJ


Prof. Rodrigo Affonso de Albuquerque Nóbrega
IGC/UFMG


Profa. Talita Fernanda das Graças Silva
DEHRH/UFMG

Belo Horizonte, 28 de junho de 2019.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais e avó, o meu infinito agradecimento por tudo que fazem por mim.

Ao meu irmão Fabiano pela ajuda e troca de experiências.

Ao meu orientador, prof. Marcos Timbó e coorientador Prof. Lino Carvalho pela condução, confiança e incentivo que foram fundamentais na consolidação deste trabalho.

Aos professores do IGC pelos ensinamentos e à Banca Examinadora, por aceitar o convite e pelas importantes contribuições.

Aos amigos e colegas do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) pelo apoio e compreensão para que eu pudesse conciliar o mestrado juntamente com a rotina de trabalho.

Aos amigos da Geografia da PUC-MG e da Modelagem (UFMG) pela troca de experiências.

A todas as pessoas especiais que de alguma forma participaram desta caminhada, muito obrigada por tudo.

RESUMO

A Lagoa da Pampulha é uma represa urbana localizada no município de Belo Horizonte – MG sendo considerada um centro de lazer e turismo. Contudo, as pressões antrópicas exercidas na região tais como a poluição difusa e o lançamento de esgotos sanitários transportam para a Lagoa nutrientes em excesso, o que provoca a eutrofização do corpo d'água. Os métodos de monitoramento dos parâmetros limnológicos de água superficial realizados em laboratório apresentam desvantagens com relação à cobertura espacial e temporal, não sendo por vezes representativos. Nesse sentido, os métodos tradicionais podem ser complementados por uma abordagem que utilize as propriedades ópticas de componentes presentes no corpo d'água e as suas respostas espectrais para realizar a estimativa da concentração desses elementos. O presente estudo tem como objetivo utilizar o sensoriamento remoto para estimar a concentração de componentes ópticos ativos na Lagoa da Pampulha. A metodologia consiste na construção de um modelo empírico para relacionar as razões de banda de reflectância à concentração da Clorofila-a e turbidez. Também foram analisados os dados da série histórica de monitoramento da água na Lagoa da Pampulha realizado pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), bem como, os dados limnológicos coletados em campo. Para o modelo de Clorofila-a optou-se por dividir os dados em dois grupos (1 e 2) e utilizar algoritmos diferenciados para cada grupo de dados, considerando a separação provocada pela cortina retentora de sedimentos na Lagoa. A melhor correlação foi observada com o Índice de Clorofila por Diferença Normalizada - NDCI ($R^2 = 0,6799$ para o grupo 1 e $R^2 = 0,5671$ para o grupo 2). Contudo, houve grande desvio entre o observado e os valores previstos, com RMSE = 110,07 $\mu\text{g/L}$ para o grupo 1 e 6,38 $\mu\text{g/L}$ para o grupo 2. Os modelos de turbidez apresentaram boa correlação com as bandas simuladas, sendo a banda simulada no verde (B3) a que apresentou o melhor $R^2 = 0,743$ e RMSE = 0,037 NTU. Na etapa da validação foi verificado que apenas os valores de turbidez de até 7 NTU (unidade de turbidez) apresentaram boa correlação com o modelo, subestimando os valores previstos. Os erros calculados para cada uma das três bandas (RMSE (B3) = 3,714 NTU; RMSE (B4) = 4,014 NTU e RMSE (B5) = 4,142 NTU) demonstram que o modelo apresenta um desvio entre o observado e os valores previstos. Os locais de maior ocorrência de Clorofila-a e turbidez na Lagoa da Pampulha estão localizados próximos à entrada dos córregos Ressaca e Sarandi e nas proximidades da cortina retentora de lixo, indicando que são essas as áreas com maior criticidade de poluição. Como contribuições e implicações práticas do trabalho a utilização de Sensoriamento Remoto para avaliação da qualidade da água na Lagoa da Pampulha disponibiliza aos órgãos gestores mais uma ferramenta de tomada de decisão no controle da poluição das águas da Lagoa. A pesquisa desenvolvida é original, na medida em que combina o estudo da qualidade da água na região de estudo com aplicações de sensoriamento remoto. O trabalho vai ao encontro das necessidades apontadas pela Comissão de Área de Ciências Ambientais da CAPES ao promover a investigação e a inserção social da pesquisa em regiões com alto índice de vulnerabilidade ambiental.

Palavras-chave: Lagoa da Pampulha; qualidade da água; componentes ópticos; Sensoriamento Remoto; modelo empírico

ABSTRACT

The Lagoa da Pampulha is an urban dam located in the municipality of Belo Horizonte - MG and considered a recreational center. However, anthropogenic pressures exerted in the region such as diffuse pollution and discharge of sanitary sewers carry excess nutrients to the lagoon which causes eutrophication of the water body. Laboratory monitoring methods for surface water limnological parameters present disadvantages in relation to spatial and temporal coverage and are sometimes not representative. In this sense, traditional methods can be complemented by an approach that uses the optical properties of components present in the water body and their spectral responses to estimate the concentration of these elements. The present study makes use of remote sensing to estimate the concentration of optical active components in Pampulha Lake. The methodology consists of the construction of an empirical model to relate the reflectance band ratios to the Chlorophyll-a concentration and turbidity. We also analysed the data of the historical series of monitoring of water in the Lagoon conducted by Minas Gerais Water Management Institute - IGAM as well as the limnological data collected in the field. For the chlorophyll model we chose to divide the data into two groups (1 and 2) and to use differentiated algorithms for each group of data considering the separation caused by the sediment retention curtain in the Pampulha Lagoon. The best correlation was observed with Normalized Difference Chlorophyll Index - NDCI ($R^2 = 0.6799$ for group 1 and $R^2 = 0.5671$ for group 2). However, there was a large deviation between observed and predicted values with RMSE = 110.07 for group 1 and 6.38 for group 2. The turbidity models presented a good correlation with the simulated bands, with the band simulated in green (B3) with the best $R^2 = 0.743$ and RMSE = 0.037. In the validation step, it was verified that only turbidity values of up to 7NTU (turbidity unit) showed a good correlation with the model, underestimating the predicted values. The calculated errors for each of the three bands (RMSE (B3) = 3.714, RMSE (B4) = 4.014 and RMSE (B5) = 4.142) show that the model shows a deviation between observed and predicted values. of greater occurrence of chlorophyll a and turbidity in the Pampulha Lagoon and the areas with critical pollution spots. The sites with the highest occurrence of chlorophyll a and turbidity in the Pampulha Lagoon are located near the entrance of the Ressaca and Sarandi streams and in the vicinity of the garbage retention curtain indicating that they are these are the most critical areas of pollution. As practical implications the use of remote sensing for water quality assessment in Lagoa da Pampulha enables decision-making bodies to be more secure and quick to make decisions about the management of the waters of the lagoon. This thesis is original and logically involves because it combines the study of water quality in the study region with remote sensing applications. The work meets the needs highlighted by CAPES Committee on Environmental Sciences by promoting research and the social insertion of research in regions with a high index of environmental vulnerability

Keywords: Pampulha Lagoon; water quality; optical active components; remote sensing; empirical model

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| 1. INTRODUÇÃO..... | 9 |
| 2. OBJETIVO GERAL:..... | 11 |
| 2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS: | 11 |
| 3. REVISÃO DA LITERATURA E REFERENCIAL TEÓRICO | 12 |
| 3.1. Fitoplâncton e Cianobactérias | 12 |
| 3.1. Fatores ambientais que condicionam o desenvolvimento do fitoplâncton em reservatórios | 13 |
| 3.2. Pigmentos fotossintetizantes presentes no fitoplâncton, Clorofila-a..... | 14 |
| 3.3. Turbidez e sedimentos em suspensão..... | 15 |
| 3.4. Principais Conceitos em Sensoriamento Remoto..... | 16 |
| 3.5. Propriedades ópticas da Clorofila-a | 18 |
| 3.6. Propriedades ópticas dos materiais em suspensão. | 19 |
| 3.7. Uso do Sensoriamento Remoto no Monitoramento da Clorofila-a..... | 21 |
| 3.8. Uso do Sensoriamento Remoto no Monitoramento do Material em Suspensão | 22 |
| 3.9. Equipamentos Utilizados em Sensoriamento Remoto | 23 |
| 3.10. Imagens <i>Landsat-8</i> | 23 |
| 3.11. Modelos para a estimativa de Clorofila-a..... | 24 |
| 3.12. Modelo para a estimativa de Turbidez | 26 |
| 4. CONTEXTUALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E DO PROBLEMA A SER ESTUDADO | 27 |
| 4.1.1. Recuperação da Lagoa da Pampulha..... | 31 |
| 5. METODOLOGIA..... | 32 |
| 5.1. Primeira etapa Metodológica..... | 33 |
| 5.1.1. Avaliação dos parâmetros limnológicos na Lagoa da Pampulha | 33 |
| 5.2. Segunda Etapa Metodológica | 35 |
| 5.2.1. Definição da malha amostral..... | 35 |
| 5.2.2. Materiais, equipamentos, aquisição das medições de campo e amostragem | 35 |
| 5.2.3. Análises Laboratoriais | 37 |
| 5.2.4. Teste de modelos empíricos para concentração de Clorofila-a..... | 38 |
| 5.2.5. Teste de modelos empíricos para a turbidez | 38 |
| 5.2.6. Escolha da Série temporal de imagens <i>Landsat-8</i> | 39 |
| 5.2.7. Análise da série temporal de imagens <i>Landsat-8</i> | 39 |
| 6. RESULTADOS E DISCUSSÕES | 40 |
| 6.1. Análise da série histórica IGAM | 40 |
| 6.2. Qualidade dos Dados..... | 46 |
| 6.3. Resultados das análises | 49 |
| 6.4. Variabilidade dos dados em função da cortina retentora de resíduos | 50 |
| 6.5. Avaliação dos espectros | 52 |
| 6.6. Modelo Clorofila-a | 55 |
| 6.7. Modelo turbidez | 57 |
| 6.8. Análise da série temporal de imagens <i>Landsat-8</i> | 59 |
| 7. CONSIDERAÇÕES FINAIS | 62 |
| 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 64 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1:Floração cianobactérias do gênero <i>Microcystis</i> (CETESB, 2013) | 13 |
| Figura 2: Componentes radiométricos da trajetória da radiação eletromagnética, da fonte ao sensor (Retirado de Meneses & Almeida, 2012)..... | 17 |
| Figura 3: Exemplo de assinatura espectral da cianobactéria <i>Microcystis aeruginosa</i> conforme concentrações de Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$), Lobo <i>et al</i> (2009) | 19 |
| Figura 4: Propriedades de absorção espectral com diferentes concentrações de NAP e substâncias dissolvidas em águas interiores australianas.Barbosa <i>et al</i> (2019).. | 20 |
| Figura 5: Comparação entre águas claras e águas com sedimentos argilosos. Fonte: Jensen, 2009..... | 20 |
| Figura 6: Bacia Hidrográfica do Córrego do Onça | 29 |
| Figura 7: Rede coletora de esgoto no entorno da Lagoa da Pampulha..... | 30 |
| Figura 8: Localização da cortina retentora de sedimentos na Lagoa da Pampulha (Google Earth) | 32 |
| Figura 9: Fluxograma das etapas metodológicas..... | 33 |
| Figura 10: Rede de monitoramento do IGAM na bacia do Ribeirão Pampulha (IGAM, 2017) | 34 |
| Figura 11: Lagoa da Pampulha e localização dos pontos de amostragem..... | 35 |
| Figura 12: Série histórica dos dados de densidade de cianobactérias nas estações de amostragem localizadas na Lagoa da Pampulha..... | 41 |
| Figura 13: Série histórica dos dados de Clorofila-a nas estações de amostragem localizadas na Lagoa da Pampulha. | 42 |
| Figura 14: Série histórica dos dados de turbidez nas estações de amostragem localizadas na Lagoa da Pampulha. | 42 |
| Figura 15: Estatística dos resultados de Clorofila-a na Lagoa da Pampulha, dos anos de 2013 a 2018. | 45 |
| Figura 16: Estatística dos resultados de densidade de cianobactérias na Lagoa da Pampulha, dos anos de 2013 a 2018. | 45 |
| Figura 17: Estatística dos resultados de turbidez na Lagoa da Pampulha, dos anos de 2013 a 2018. | 45 |
| Figura 18: Correlação dos valores de turbidez medidos com turbidímetro 1 e 2..... | 47 |
| Figura 19: Correlação turbidez e Profundidade (disco de Secchi) | 48 |
| Figura 20: Correlação turbidez e Clorofila-a..... | 49 |
| Figura 21: Valores de Clorofila-a, Secchi, turbidez, temperatura, CDOM e pH na Lagoa da Pampulha por estação amostral. | 50 |
| Figura 22: Comportamento espectral da água da Lagoa da Pampulha nos pontos coletados antes da correção dos efeitos de glint. | 54 |
| Figura 23: Comportamento espectral da água da Lagoa da Pampulha, com a correção dos efeitos de glint, nos pontos coletados antes da cortina retentora de resíduos | 54 |
| Figura 24: Comportamento espectral da água da Lagoa da Pampulha, com a correção dos efeitos de glint, nos pontos coletados após a cortina retentora de resíduos | 55 |
| Figura 25: Modelo de regressão utilizando o NDCI e os conjuntos de dados dos grupos 1 e 2 | 57 |
| Figura 26: Modelos de regressão utilizando as bandas simuladas no verde, vermelho e infravermelho próximo e os valores de turbidez. | 58 |
| Figura 27: Validação dos modelos de regressão. | 59 |
| Figura 28: Frequência de ocorrência dos valores acima do limiar | 61 |
| Figura 29: Mapa da distribuição espacial das regiões críticas..... | 62 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1: Distribuição dos pigmentos nos diferentes grupos de algas | 15 |
| Tabela 2: Feições de absorção e reflexão da Clorofila-a | 18 |
| Tabela 3: percentual de cianobactérias na comunidade fitoplantônica para cada mês e estação de monitoramento ao longo da série histórica do IGAM outubro de 2013 a dezembro de 2018 | 44 |
| Tabela 4: Estatísticas temporais dos resultados de Clorofila-a, densidade de cianobactérias e turbidez das estações localizadas na Lagoa da Pampulha..... | 46 |
| Tabela 5: valores de turbidez nas estações PV230, PV235 e PV240 | 47 |
| Tabela 6: valores de Clorofila-a nas estações PV230, PV235 e PV240 | 47 |
| Tabela 7: estatística descritiva completa dos resultados de qualidade da água nas estações de amostragem localizadas na Lagoa da Pampulha..... | 49 |
| Tabela 8: Dados de qualidade da água nos pontos de amostragem da Lagoa da Pampulha.... | 51 |
| Tabela 9: estatística descritiva completa dos resultados de qualidade da água nas estações de amostragem localizadas na Lagoa da Pampulha..... | 52 |
| Tabela 10: Resultado da correlação linear dos modelos de 2 Bandas, NDCI e 3 Bandas e os valores de Clorofila-a..... | 56 |
| Tabela 11: Frequência dos pixels em quantidade e em percentual | 60 |

1. INTRODUÇÃO

A Lagoa da Pampulha é uma represa hipereutrófica artificial situada no município de Belo Horizonte (MG). Está geograficamente localizada nas coordenadas 19°51'09" de latitude Sul e 43°58'42" de longitude Oeste, sistema geodésico WGS84 (Resck *et al*, 2007). Possui importância por pertencer ao conjunto arquitetônico da Pampulha, além de fazer parte do Patrimônio Cultural da Humanidade, título concedido pela UNESCO em 2016 (UNESCO, 2016).

A bacia da Pampulha faz parte da bacia do ribeirão do Onça a qual deságua no rio das Velhas no município de Santa Luzia. A área da bacia possui 97,91 km² sendo 43,97 km² (cerca de 45%) inserida no município de Belo Horizonte e 53,94 km² (cerca de 55%) no município de Contagem (CPRM, 2001). A capacidade de acumulação de água passou de 18 milhões de m³ na década de 50 para cerca de 8,5 milhões de m³, em 1999. Trata-se de uma represa inserida em uma bacia hidrográfica urbanizada em que a falta de infraestrutura de saneamento juntamente com a ocupação desordenada levaram à perda de cerca de 50% de seu volume original (Resck *et al*, 2007).

Na região de estudo, o regime de chuvas apresenta duas estações bem definidas, uma estação quente e chuvosa (outubro a março) e uma estação fria e seca (abril a setembro). As precipitações médias mensais, considerando a série histórica de 1961 a 1990, foram sempre superiores a 100 mm/mês para os meses da estação chuvosa e baixas ou até mesmo inexistentes nos anos mais secos (Resck, 2007).

A rede de drenagem tem como principais tributários diretos os córregos Ressaca, em Belo Horizonte, e os córregos Água Funda, Bom Jesus e Sarandi em Contagem, responsáveis por 92,8% da vazão afluente da Lagoa da Pampulha. Esses córregos são os principais responsáveis pelo lançamento de sólidos e matéria orgânica sendo considerados como os tributários de maior potencial poluidor. Contudo, há uma estação de tratamento de águas fluviais dos córregos Ressaca e Sarandi (ETAF) com capacidade de tratar parte das águas desses córregos em uma vazão média dia de 733 l/s, promovendo redução de parte do aporte da carga orgânica que chega à Lagoa (IGAM, 2015).

Entretanto, mesmo com a estação de tratamento, boa parte da carga orgânica proveniente do despejo de esgoto permanece, e é responsável pelos altos níveis de poluição que são medidos correntemente na lagoa. Além dos lançamentos de esgotos nas suas águas o acúmulo de lixo nas margens prejudica a qualidade do corpo lacustre, assim como o aporte de

carga orgânica relacionado aos lançamentos clandestinos. São retirados diariamente da Lagoa da Pampulha 10 toneladas de lixo fora do período chuvoso e 20 toneladas de lixo no período chuvoso (Consórcio Pampulha Viva, 2017).

O monitoramento constante da qualidade das águas da Lagoa da Pampulha faz-se necessário, tendo em vista que o excesso da carga poluente oriunda dos lixos e esgotos domésticos e industriais sujeita a Lagoa aos processos de eutrofização e consequente hiperdesenvolvimento do fitoplâncton, o que atrapalha os usos múltiplos destinados a ela, trazendo risco à população e prejudicando o movimento turístico da região.

A extensão dos impactos causados pela poluição dos corpos d'água pode ser avaliada a partir de vários parâmetros limnológicos, dentre eles a Clorofila-a e a turbidez. As clorofilas são pigmentos fotossintetizantes presentes em todas as espécies de algas, sendo utilizadas em sensoriamento remoto para estimar a biomassa do fitoplâncton e inferir sobre a qualidade da água (Kirk, 2011)

A turbidez é uma medida da capacidade da água em dispersar a radiação solar podendo ser expressa em NTU (Nephelometric Turbidity Units). É influenciada pela presença de partículas sólidas em suspensão, que impedem que o feixe de luz penetre na água (Silva A. E., 2008). Em geral, a turbidez é oriunda da carga de sólidos erodida na bacia de drenagem que é carregada para o curso d'água pelas chuvas. A turbidez na água pode também ser provocada pelo lançamento de esgotos domésticos e industriais bem como pelas algas em suspensão no corpo d'água (Bollmann *et al*, 2005).

A alta turbidez afeta o ciclo biogeoquímico, reduzindo a penetração da luz na água e prejudicando o processo de fotossíntese, podendo ocasionar a morte dos organismos fotossintetizantes (Andrade *et al*, 2007)

O monitoramento da qualidade da água é realizado correntemente através de métodos limnológicos tradicionais de laboratório, que geralmente são realizados com um grande intervalo entre as coletas e pequena cobertura espacial (número de pontos de coleta) não permitindo, por vezes, a detecção de mudanças em regiões particulares do corpo hídrico que podem ser foco de maior poluição (Esteves, 1998). Os métodos tradicionais podem ser acrescidos de uma abordagem que utilize sensoriamento remoto para realizar a estimativa da concentração de componentes opticamente ativos contribuindo assim, para ampliar a representatividade espacial e temporal da área de estudo (Agha *et al*, 2012).

O uso do sensoriamento remoto para estudar a distribuição do fitoplâncton é baseado no fato de que o pigmento fotossintetizante encontrado nas algas é um componente opticamente ativo que absorve a radiação eletromagnética em comprimentos de onda específicos (Kirk,

2011). Contudo, o sensoriamento remoto também pode ser utilizado para estudar outros componentes opticamente ativos presentes no corpo d'água tais como material orgânico dissolvido e partículas inorgânicas em suspensão (Mobley, 1994).

A abordagem para a estimativa da concentração de componentes opticamente ativos através de sensoriamento remoto em corpos d'água consiste na construção de modelos que podem ser fórmulas empíricas, semi-empíricas ou analíticas. Particularmente, os algoritmos empíricos são parametrizados utilizando razões de banda de reflectância (relações de reflectância entre diferentes bandas espectrais) que são relacionadas à concentração do componente desejado. Apesar de restritos ao ambiente de estudo, os algoritmos empíricos são robustos se adequadamente parametrizados, o que permite sua aplicação em escala temporal, garantindo maior representatividade do fenômeno ambiental observado (Matthews, 2011).

Este estudo faz uso do sensoriamento remoto para estimar a concentração de componentes opticamente ativos na Lagoa da Pampulha. Inicialmente o estudo estabelece a caracterização limnológica da Lagoa a partir dos dados fornecidos pelo monitoramento do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). Posteriormente, o estudo se dedica à construção de dois modelos empíricos, um deles dedicado à quantificação da Clorofila-a (Chl-a) e outro focado na quantificação de turbidez através de medições simultâneas de dados espectralradiométricos e fluorimétricos coletados *in situ*. Por fim um conjunto de imagens multitemporais do sensor OLI, transportado no satélite Landsat-8 é utilizado para a identificação dos locais de maior ocorrência de turbidez e, desta forma, inferir os locais mais afetados pela poluição na Lagoa da Pampulha.

2. OBJETIVO GERAL:

Estimar Clorofila-a e turbidez na Lagoa da Pampulha a partir de modelos empíricos baseados em dados de sensoriamento remoto.

2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Realizar uma caracterização temporal dos parâmetros limnológicos na Lagoa na Pampulha.
- Desenvolver modelos empíricos para estimar a concentração de Clorofila-a e Turbidez a partir de radiometria de campo.
- Identificar as regiões de maior criticidade de poluição na Lagoa da Pampulha, através da aplicação do modelo empírico de turbidez em uma série histórica de imagens Landsat-8.

3. REVISÃO DA LITERATURA E REFERENCIAL TEÓRICO

Esta seção traz uma revisão bibliográfica abordando os conceitos fundamentais e trabalhos da literatura científica que fornecem base referencial para compreensão e aplicação da metodologia proposta no trabalho, bem como o suporte necessário ao entendimento dos resultados obtidos e conclusões do estudo.

3.1. Fitoplâncton e Cianobactérias

O plâncton é composto pelo fitoplâncton (algas ou microalgas), zooplâncton (pequenos animais) e bacterioplâncton. Por sua vez, o fitoplâncton é composto por vários organismos de diferentes grupos, tais como as cianobactérias, euglenas, diatomáceas e clorofíceas, cada um com necessidades fisiológicas distintas. Esses organismos têm movimento próprio e podem se deslocar muitos metros por dia, tanto horizontal quanto verticalmente (Esteves, 1998).

O fitoplâncton é fotoautótrofo, ou seja, capta a energia eletromagnética e a transforma em energia química, por meio da fotossíntese. Esses organismos têm a função de sumidouro de dióxido do carbono da atmosfera e da água, pois produzem oxigênio e utilizam dióxido de carbono como fonte de carbono (Tundisi & Tundisi, 2008).

As populações fitoplanctônicas mudam não somente espacialmente (vertical e horizontal), mas também sazonalmente com a mudança das condições físicas, químicas e biológicas do corpo d'água (Wetzel, 2001).

Pertencentes à comunidade fitoplanctônica, as cianobactérias são espécies associadas à eutrofização por possuírem vantagens que favorecem as suas florações em ambientes eutrofizados. As florações de cianobactérias possuem elevada concentração de Clorofila-a e apresentam-se em forma de uma nata. A duração das florações pode ser de poucas horas a meses e espessura variando de milímetros a até cerca de 75 cm (CETESB, 2013). Conforme ilustrado na Figura 1 as cianobactérias alteram a transparência da água conferindo em alguns casos coloração esverdeada.

As cianobactérias são consideradas uma ameaça à saúde humana e animal pelo fato de alguns táxons possuírem a habilidade de produzir toxinas que podem ser liberadas para a água quando entram no estágio de senescência (morte natural), através da utilização de algicidas ou sob estresse celular por condições ambientais desfavoráveis. Além de produzirem toxinas, também podem conferir gosto e odor desagradável à água (Calijuri *et al*, 2006).



Figura 1:Floração cianobactérias do gênero *Microcystis* (CETESB, 2013)

3.1. Fatores ambientais que condicionam o desenvolvimento do fitoplâncton em reservatórios

Os reservatórios são ambientes complexos, de usos múltiplos e que acabam incorporando todos impactos negativos oriundos dos demais subsistemas da bacia a qual pertencem, levando ao processo de eutrofização (Nogueira *et al*, 2006).

A eutrofização de ambientes aquáticos é um processo natural. Contudo, as atividades humanas vêm causando a aceleração desse processo através do intenso enriquecimento artificial dos ecossistemas aquáticos por meio de nutrientes como fósforo e nitrogênio, advindos da utilização de fertilizantes na agricultura e da descarga de esgotos industriais e domésticos (Nogueira *et al*, 2006). Conforme Esteves (1998) a proliferação excessiva dos organismos fitoplanctônicos, fenômeno conhecido como floração ou “bloom, é uma consequência da eutrofização sendo as cianobactérias os organismos mais frequentes.

De acordo com Calijuri *et al*, (2006). além da alta disponibilidade de nutrientes, outros fatores tais como maior incidência da luz solar, estratificação do corpo d’água e temperaturas elevadas contribuem para as florações das cianobactérias.

Estudos feitos por Branco (2009) e Tundisi (2010) mostram que as frentes frias (ventos, precipitação e diminuição da temperatura do ar) provocam mistura da coluna d’água em reservatórios que anteriormente apresentavam estratificação térmica, química e biológica nos períodos de ausência de chuva, e aumentam a distribuição dos nutrientes devido ao revolvimento de fundo. Esse comportamento altera as condições do fitoplâncton no reservatório. As passagens das frentes frias provocam a dissipação das florações de cianobactérias dando lugar a outros grupos de fitoplâncton. Sem a presença das frentes frias a ocorrência de zonas de estratificação facilita a dominância de cianobactérias.

Contudo, a curto prazo a ocorrência de chuvas intensas corroboram para condições desfavoráveis para o crescimento das cianobactérias, mas a longo prazo esse efeito é compensado pela entrada de nutrientes pelo escoamento superficial. Assim, várias precipitações rápidas associadas aos dias úmidos podem levar à proliferação das cianobactérias, especialmente se a estratificação permanecer inalterada. Ainda, em longos períodos de seca (estabilidade da coluna d'água, altas temperaturas e aumento da eutrofização) favorecem a proliferação de espécies de cianobactérias tóxicas (Reichwaldt & Ghadouani, 2012).

3.2. Pigmentos fotossintetizantes presentes no fitoplâncton, Clorofila-a

O fitoplâncton se caracteriza pela presença de pigmentos fotossintetizantes que são as clorofilas, carotenóides e ficobilinas (Tabela 1). Os pigmentos clorofilados são divididos em grupos com diferenciações químicas e denominados clorofilas a, b, c, d, e e, sendo a clorofila c, dividida em várias subespécies. Todas as algas verdes contêm Clorofila-a e muitas contêm clorofila b e/ou c e raramente d (Kirk, 2011).

Neste estudo, será dada ênfase à Clorofila-a pois ela está presente em todos os organismos fotossintetizantes e é o principal componente responsável pela fotossíntese. A Clorofila-a é utilizada para estimar a biomassa do fitoplâncton e inferir sobre a qualidade da água, e, conseqüentemente, na carga de nutrientes e nas condições gerais do ecossistema aquático (Kirk, 2011).

Tabela 1: Distribuição dos pigmentos nos diferentes grupos de algas

| Grupo de algas | Clorofilas | Carotenoides além do β -caroteno | Ficobilinas | Cor predominante |
|--------------------|------------|---|---|------------------|
| Cyanophyta | a | Flavicina, Zeaxantina, Oxcilaxantina, Myxoxantofila | aloficocianina, ficocianina, ficoeritrina | verde-azul |
| Cryptophyceae | a,c | α -caroteno, e-caroteno | ficocianina e ficoeritrina | - |
| Prochlorophyta | a,b | - | - | verde |
| Rhodophyta | a, d | α -caroteno | Aloficocianina, ficocianina, ficoeritrina | vermelha |
| Fucophyceae | a, c | Luteína | - | marrom |
| Bacillariophyceae | a, c | Fucoxantina | - | dourada |
| Dinophyta | a, c | Peridinina | - | marrom |
| Chlorophyta | a, b | Luteína, Sifonoxantina | - | - |
| Euglenophyta | a, b | Sifonoxantina | - | verde |
| Plantas terrestres | a, b | - | - | verde |

Cicerelli, 2013 (Adaptado de Richardson, 1996; Londe, 2008; Wetzel, 2001)

3.3. Turbidez e sedimentos em suspensão

A turbidez é uma medida da capacidade da água em dispersar a radiação solar podendo ser expressa em NTU (Nephelometric Turbidity Units). É influenciada pela presença de partículas sólidas em suspensão, que impedem que o feixe de luz penetre na água (Silva A. E., 2008). Em geral, a turbidez é oriunda da carga de sólidos erodida na bacia de drenagem que é carregada para o curso d'água pelas chuvas. A turbidez na água pode também ser provocada pelo lançamento de esgotos domésticos e industriais, bem como pelas algas em suspensão no corpo d'água (Bollmann *et al*, 2005)

O aumento da turbidez faz com que uma quantidade maior de produtos químicos (ex: coagulantes) sejam utilizados nas estações de tratamento de águas, aumentando os custos de tratamento. Além disso, a alta turbidez também afeta a preservação dos organismos aquáticos uma vez que a redução da penetração da luz na água prejudica a fotossíntese podendo ocasionar a morte dos organismos fotossintetizantes. A matéria orgânica acumulada na coluna d'água vai ser degradada pelos organismos decompositores e, conseqüentemente, haverá uma redução de oxigênio dissolvido nas camadas mais profundas prejudicando os organismos aeróbios, podendo causar mortandade de peixes e novo aumento de matéria orgânica (Andrade *et al*, 2007)

O efeito de espalhamento da radiação na superfície dos corpos d'água é causada pelos sedimentos inorgânicos em suspensão (silte, areia, argila) e provoca o aumento da reflectância sobretudo na região do visível (vermelho) e Infravermelho (Kirk, 2011). A turbidez pode ser estimada por técnicas de sensoriamento remoto a partir do estudo do comportamento espectral de corpos d'água com sólidos em suspensão (Barbosa *et al*, 2019).

3.4. Principais Conceitos em Sensoriamento Remoto

As análises realizadas por meio de sensoriamento remoto se baseiam na interação da radiação eletromagnética (REM) com o alvo em estudo. Para tanto, utiliza-se o princípio da conservação de energia no qual a radiação eletromagnética, quando incide sobre a superfície de um material, será, em parte, refletida por esta superfície, em parte absorvida pelos átomos ou moléculas e, em parte, transmitida, caso a matéria exiba alguma transparência no comprimento de onda da radiação em questão (Meneses & Almeida, 2012). A energia refletida pode ser capturada por sensores remotos permitindo assim, caracterizar o comportamento espectral do meio e extrair informações sobre a sua composição (Novo, 2007).

Para fins conceituais, serão apresentadas (

Figura 2) as principais definições, adaptadas de Meneses & Almeida (2012), dos componentes de um modelo básico de sensoriamento remoto. Os números na figura indicam os componentes desse modelo e representam os termos radiométricos definidos a seguir, em uma ordem sequencial segundo a trajetória da REM da fonte até o sensor:

1. *Energia radiante* (Q) é a energia que se propaga da fonte de radiação eletromagnética (REM) na forma de ondas. É medida em Joule (J).
2. *Fluxo radiante* $\Phi = \delta Q / \delta t$: Medida em Watts (W), corresponde à taxa na qual a energia radiante é transferida de uma superfície à outra dado um determinado tempo. Também pode ser entendido como a taxa de tempo que o fluxo ilumina a superfície do terreno imageado pelo sensor.
3. *Irradiância* $E_{\lambda} = \Phi / \Delta A$: representa a intensidade do fluxo radiante que incide na superfície do terreno por área de superfície. É medido em Watts por metro quadrado (W/m^2).
4. *Radiância* $L_{\lambda} = \Phi / \Delta \Omega \Delta A \cos \theta$: é a medida, feita pelo sensor, da intensidade do fluxo radiante que deixa a superfície de um alvo, e que se propaga em uma direção definida por um ângulo sólido. É medida em $W/m^2 \text{sr} \mu m$. Em outras palavras, o sensor

faz a medida da intensidade radiante que deixa a superfície de área do terreno que é limitada por um ângulo sólido Ω

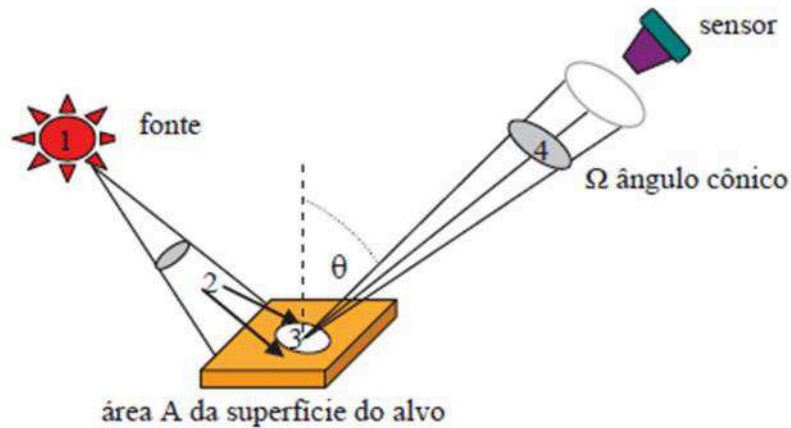


Figura 2: Componentes radiométricos da trajetória da radiação eletromagnética, da fonte ao sensor (Retirado de Meneses & Almeida, 2012)

Dessa maneira, como o sensor capta a intensidade radiante, a imagem formada no sensor é uma imagem da radiância. Os valores de radiância são então convertidos em valores digitais, gerando a imagem digital (Meneses & Almeida, 2012).

Por fim, conforme Barbosa *et al* (2019), um conceito muito importante em sensoriamento remoto, a reflectância, pode ser definida de 3 maneiras:

- Fator de Reflectância: Razão entre Radiâncias, ou seja, é a Radiância ascendente (do alvo) dividida pela Radiância descendente (solar direta e difusa). Esta medida não possui unidade.

- Razão de Irradiâncias: Como o próprio nome diz é definida como a razão da irradiância espectral ascendente (do alvo) pela irradiância espectral descendente. Não possui unidade.

- Reflectância de Sensoriamento Remoto: Razão entre a Radiância emergente na coluna d'água (ascendente) e a irradiância incidente medida numa mesma área no mesmo instante de tempo. Possui unidade de 1/Unidade Angulo Solido(esterradiano). A reflectância de sensoriamento remoto (sr^{-1}) expressa as características intrínsecas de um objeto ao refletir a REM que sobre ele incide dadas as propriedades físico-químicas desse objeto. É através da reflectância que se estuda o comportamento espectral dos objetos (Novo, 2008).

A água pode se apresentar na natureza em três estados físicos, os quais apresentam comportamentos espectrais totalmente distintos. A água líquida pura apresenta um comportamento espectral com maior reflectância na região do azul (faixa compreendida entre

400 nm – 500 nm) com um máximo entre 460 nm e 480 nm. No intervalo entre 400 nm- 500 nm pode-se dizer que a absorção pela água pura é desprezível e que há maior penetração de luz na coluna d'água. A absorção da água pura é maior na região do Infravermelho, mínima na região do violeta e azul e vai aumentando nas faixas da luz verde a vermelha, tendo a máxima absorção no Infravermelho, acima de 700 nm (Kirk, 2011). O comportamento espectral de corpos d'água naturais é modulado principalmente pelos processos de absorção e espalhamento produzidos por materiais dissolvidos e em suspensão, respectivamente. É verificado que a presença de matéria orgânica dissolvida em corpos d'água desloca o máximo de reflectância espectral para o verde-amarelo, enquanto que a presença de matéria inorgânica em suspensão resulta num deslocamento em direção ao vermelho (Kirk, 2011).

Para a identificação dos componentes opticamente ativos (COAs) orgânicos e inorgânicos na coluna d'água (fitoplâncton, material suspenso, matéria orgânica dissolvida) a radiância volumétrica é a componente que possibilita a obtenção dessas informações. (Kirk, 2011).

3.5. Propriedades ópticas da Clorofila-a

Conforme Kirk (2011), em águas com a presença de pigmentos fotossintetisantes ocorre feição de absorção nos comprimentos de onda mais baixos (440 nm) e uma feição de absorção no vermelho em 675 nm ocasionada pela Clorofila-a. Também há uma região de reflectância máxima no verde em 550 nm, pico de reflectância no infravermelho próximo (700 nm) e espalhamento a 750 nm, também ocasionada pela presença da Clorofila-a.

Os estudos de Lobo *et al* (2009) em um experimento realizado em tanques com diferentes concentrações de cianobactéria, encontraram bandas de absorção de Clorofila-a em 440 nm e 675 nm e maior reflexão na região espectral do verde (500 nm), tornando o aspecto da água rica em fitoplâncton de coloração verde. Em outros estudos foi verificado que a Clorofila-a possui um pico de absorção a 670 nm e reflectância a 700 nm (Gitelson, 1992). A Tabela 2 resume as feições de absorção e reflexão da Clorofila-a e a Figura 3 apresenta a assinatura espectral da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* conforme concentrações de Clorofila-a.

Tabela 2: Feições de absorção e reflexão da Clorofila-a

| Pigmento | Absorção (nm) | Reflectância (nm) |
|--------------------|----------------------|--------------------------|
| Clorofila-a | 440, 675 670 | 550 700-750 |

Adaptado de Lobo (2009), Kirk (2011) e Gitelson (1992).

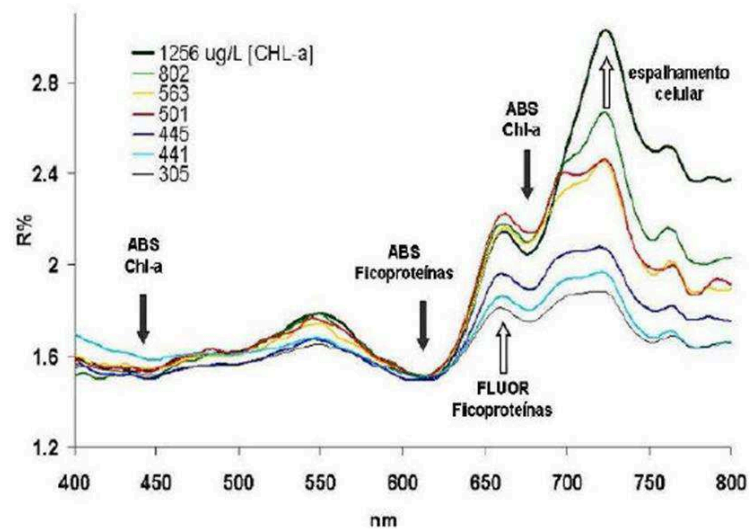


Figura 3: Exemplo de assinatura espectral da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* conforme concentrações de Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$), Lobo *et al* (2009) .

3.6. Propriedades ópticas dos materiais em suspensão.

Entre os constituintes da água natural, o particulado total é o que tem maior peso no comportamento óptico da água (Mobley, 1994). É composto por microalgas (fitoplâncton) e por partículas inorgânicas e orgânicas não algais em suspensão e é chamado de total de sólidos suspensos (TSS). A fração dos TSS composto pelas partículas inorgânicas e orgânicas não algais em suspensão é chamada de NAP (Non Algal Particles) e suas propriedades de absorção e espalhamento dependem da composição, do tamanho e da forma das partículas (Barbosa *et al*, 2019)

As NAPs, em concentrações típicas, apresentam pouca absorção da luz e maior espalhamento. O comportamento espectral dos NAPs, (Figura 4), apresentam maiores valores de absorção na região do ultravioleta e azul e diminui em direção aos comprimentos de onda maiores atingindo valores muito baixos ou ausente no fim do vermelho e início do infravermelho próximo (Barbosa *et al*, 2019). Conforme Kirk (2011), a declividade do espectro de absorção vai reduzindo conforme a concentração total de partículas diminui e a fração orgânica do NAP, eventualmente, fica mais significativa.



Figura 4: Propriedades de absorção espectral com diferentes concentrações de NAP e substâncias dissolvidas em águas interiores australianas. Barbosa *et al* (2019).

A concentração de sólidos totais em suspensão influencia na resposta espectral da água uma vez que o aumento da fração inorgânica de sólidos em suspensão gera aumento da reflectância da água e o deslocamento do máximo de reflectância em direção a comprimentos de onda mais longos (Meneses & Almeida, 2012).

Conforme exemplificado na Figura 5 retirada de Jensen (2009) a água limpa apresenta um comportamento espectral diferente da água com presença de solo argiloso apresentando baixa reflectância e ausência de picos. Conforme a concentração de sólidos na água aumenta com a presença do solo argiloso também aumenta a reflectância em todos os comprimentos de onda sobretudo na faixa do vermelho entre 600 nm e 700 nm. Ainda, quanto maior a concentração de sólidos maior é o pico da reflectância no comprimento de onda em 700 nm.

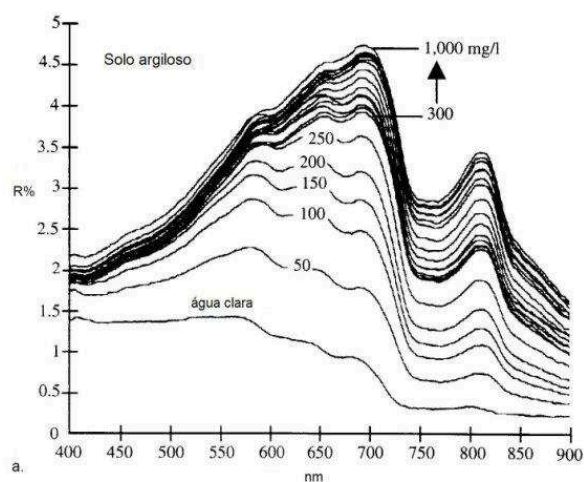


Figura 5: Comparação entre águas claras e águas com sedimentos argilosos. Fonte: Jensen, 2009.

3.7. Uso do Sensoriamento Remoto no Monitoramento da Clorofila-a

O uso de sensores remotos para o estudo da distribuição do fitoplâncton se baseia no fato de que os pigmentos fotossintetizantes das algas são componentes opticamente ativos que absorvem a radiação eletromagnética em comprimentos de onda específicos (Kirk, 2011).

Para a avaliação da floração das algas são comumente utilizadas a quantificação da Clorofila-a e a contagem de cianobactérias. A Clorofila-a é o principal pigmento fotossintetizante responsável pela absorção da REM (Radiação Eletromagnética), além de estar presente em todos os tipos de algas. Por esse motivo, o estudo de algas com o auxílio de técnicas de Sensoriamento Remoto teve início com tentativas de detecção da Clorofila-a (Kirk, 2011). Assim, a maior parte dos algoritmos de Sensoriamento Remoto baseia-se nos picos de absorção da Clorofila-a para quantificar a biomassa algal.

Em muitos estudos, as propriedades ópticas das algas são utilizadas para a quantificação e espacialização desses organismos nos corpos d'água. Como proposto por Lobo *et al* (2009) as curvas espectrais da Clorofila-a foram utilizadas como referência para classificar áreas potenciais de ocorrência de cianobactérias na Lagoa dos Patos (RS) através da razão de bandas espectrais de absorção desses pigmentos adquiridas por um sensor hiperespectral (Hyperion/EO-1)

Nos estudos de Amore *et al* (2015) foram correlacionadas medidas de densidade de cianobactérias obtidas por dados coletados *in situ* com a razão entre a reflectância de sensoriamento remoto de bandas do satélite MODIS para quantificar as florações de cianobactérias no reservatório de Guarapiranga (SP).

Augusto Silva *et al* (2014) avaliaram o desempenho de três algoritmos bio-ópticos para obter Clorofila-a (Chl-a) a partir de um conjunto de dados de reflectância coletados *in situ* por um sensor hiperespectral remoto durante campanhas realizadas no Reservatório do Funil (RJ).

Ainda, Woźniak *et al* (2016) utilizaram reflectância de sensoriamento remoto através de dados de um satélite hiperespectral (MERIS) e de um radiômetro a bordo de um navio de pesquisa (RAMSES TriOS) para estimar a concentração de ficocianina nas águas do mar Báltico.

Mistha & Mishra (2012) propõem um novo índice chamado de Índice de Clorofila por Diferença Normalizada (NDCI), para demonstrar a sensibilidade à concentração de Clorofila-a em águas produtivas turvas.

Gitelson *et al* (2003) propuseram dois modelos de duas e três bandas espectrais, inicialmente utilizados para calcular Clorofila-a em vegetação terrestre, para estimar clorofila em sistemas aquáticos.

3.8. Uso do Sensoriamento Remoto no Monitoramento do Material em Suspensão

Neste estudo, a turbidez foi utilizada como um proxy para o material em suspensão. Devido à importância para a análise de qualidade da água, existem diversos estudos a respeito da relação entre sólidos em suspensão e reflectância de sensoriamento remoto. No mundo, podem ser citados os estudos de Tarrant *et al* (2010) que utilizaram os dados dos sensores MODIS e MERIS para monitorar os níveis de sólidos em suspensão nos lagos Roosevelt, Saguaro, Bartlett e Pleasant no sudoeste dos Estados Unidos. Os autores identificaram uma relação linear entre os valores sólidos em suspensão de campo e os dados MODIS e MERIS.

No estudo de Nechad *et al* (2010), um algoritmo de banda única foi utilizado para estimar a concentração total do material em suspensão utilizando medições de reflectância marítima e medições de TSM coletados na região sul do Mar do Norte.

Robert *et al* (2016) relacionaram os dados MODIS nas bandas do vermelho e do Infravermelho próximo para monitorar turbidez e sólidos em suspensão no reservatório do Lago Bagré, em Burkina Faso. De acordo com os autores a relação NIR / R é considerada a mais adequada para estimar sólidos em suspensão em altas concentrações e altos índices de turbidez a partir de medições radiométricas *in situ* e dos dados de reflectância do satélite MODIS.

Ainda, estudos de Pahlevan *et al* (2017) e Bernardo *et al* (2017) mostraram alta qualidade para estimativa em sistemas aquáticos usando produtos Landsat-8 (L8SR) concluindo que L8SR possui resolução espectral ideal para estimativa da turbidez, uma vez que a banda no NIR pode ser utilizada para identificar sólidos em suspensão totais em água.

No Brasil, Pinto *et al* (2014) realizaram o monitoramento da entrada do fluxo de sedimentos no braço do Rio Indaiá no reservatório de Três Marias, MG, utilizando imagens MODIS. Os resultados apontaram forte relação entre os dados de reflectância e a descarga sólida calculada no Rio Indaiá.

Nos estudo de Bernardo *et al* (2017) foi feita a comparação de dois conjuntos de dados de reflectância: uma imagem com correção atmosférica do Operational Land Imager (OLI) / Landsat-8 e dados de reflectância de superfície de amostras recolhidas *in situ* com o objetivo de identificar qual o mais adequado para a estimativa de sólidos totais em suspensão. Um modelo empírico foi utilizado para as estimativas de sólidos totais em suspensão e os autores indicaram que os métodos não estatísticos forneceram erros menores se comparados às imagens Landsat-8 corrigidas.

Por fim, o estudo de Maciel *et al* (2019) utilizou medições de reflectância remota (R_{rs}) *in situ* para simular as Bandas Landsat-8/OLI (Operational Land Imager) e Sentinel-2/MSI (Multispectral Instrument) e então calibrar e validar algoritmos empíricos com o objetivo de

estimar sedimentos suspensos totais (TSS) e inorgânicos (TSI) em um conjunto de lagos de várzea da Amazônia.

3.9. Equipamentos Utilizados em Sensoriamento Remoto

Para a extração de informações sobre pigmentos opticamente ativos por meio de suas propriedades espectrais utilizam-se dispositivos capazes de detectar e registrar a radiação eletromagnética (REM) proveniente do ambiente aquático, gerando produtos passíveis de interpretação, seja na forma de imagem, gráfico ou numérica (Moreira, 2003).

Os sensores não imageadores, tais como espectrorradiômetros, fornecem medidas pontuais que integram a energia no tempo, no espaço e em comprimento de onda, para produzir uma curva espectral que caracteriza a potência eletromagnética emitida, refletida ou transmitida pelo alvo. O sistema de dispersão utilizado pelo espectrorradiômetro decompõe a radiação incidente em diferentes comprimentos de onda, de tal forma que se possa medir a resposta do alvo quase que de maneira contínua ao longo do espectro eletromagnético (Novo, 2008).

Sensores imageadores são equipamentos que fornecem uma imagem da área (cena) do terreno (Schowengerdt, 2006). Os sistemas imageadores, são definidos por quatro características de resolução: espectral, espacial, temporal e radiométrica. As informações de Sensoriamento Remoto produzidos pelos sensores imageadores são relevantes para o estudo em sistemas aquáticos, uma vez que permitem a aquisição de dados sobre grandes áreas fornecendo uma visão integrada do sistema aquático integrado. Além dessa visão de conjunto, esses dados também podem ser adquiridos em diferentes épocas do ano, permitindo fazer análises das transformações do ambiente no tempo (Novo, 2007)

3.10. Imagens *Landsat-8*

O *Landsat-8*, (*Land Remote Sensing Satellite*) lançado em 11 de fevereiro de 2013, é o satélite mais recente do programa Landsat liderado pela Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) e pela Administração Nacional da Aeronáutica e Espaço (NASA) americana. A Missão Global de Pesquisa do Landsat promove a aquisição de dados sobre a massa terrestre, limites costeiros e recifes de corais (ESA, 2019).

O satélite *Landsat-8* possui dois sensores: o Operational Land Imager (OLI) e o Thermal Infra-Red Scanner (TIRS). O sensor OLI (Quadro 1) possui bandas espectrais para coleta de dados na faixa do visível, Infravermelho próximo e Infravermelho de ondas curtas, além de uma banda pancromática e resolução radiométrica de 12 bits (USGS, 2015).

| Sensor | Bandas Espectrais | Resolução Espectral | Resolução Espacial | Resolução Temporal | Área Imageada | Resolução Radiométrica |
|---|----------------------------|--------------------------------|--------------------|--------------------|---------------|------------------------|
| OLI (Operation al Land Imager) | (B1) costal | 0.433 - 0.453 μm | 30 m | 16 dias | 185 km | 12 bits |
| | (B2) azul | 0.450 - 0.515 μm | | | | |
| | (B3) verde | 0.525 - 0.600 μm | | | | |
| | (B4) vermelho | 0.630 - 0.680 μm | | | | |
| | (B5) infravermelho próximo | 0.845 - 0.885 μm | | | | |
| | (B6) infravermelho médio | 1.560 - 1.660 μm | 15 m | | | |
| | (B7) infravermelho médio | 2.100 - 2.300 μm | | | | |
| | (B8) pancromático | 0.500 - 0.680 μm | 30 m | | | |
| | (B9) cirrus | 1.360 - 1.390 μm | | | | |

Quadro 1: Características do sensor OLI da missão *Landsat-8* (adaptado de USGS,2015).

O sensor TIRS (Quadro 2) possui bandas espectrais na faixa do Infravermelho termal.

Os dados do sensor TIRS possuem 100m de resolução espacial, com resolução radiométrica de 12 bits e corregristo com os dados oriundos do sensor OLI (USGS,2015).

| Sensor | Bandas Espectrais | Resolução Espectral | Resolução Espacial | Resolução Temporal | Área Imageada | Resolução Radiométrica |
|---|-------------------|---------------------|--------------------|--------------------|---------------|------------------------|
| TIRS (Thermal Infrared Sensor) | (B10) | 10.30 - | 100 m | 16 dias | 185 km | 12 bits |
| | LWIR - 1 | 11.30 μm | | | | |
| | (B11) | 11.50 - | | | | |
| | LWIR - 2 | 12.50 μm | | | | |

Quadro 2: Características do sensor TIRS da missão *Landsat-8* (adaptado de USGS,2015).

3.11. Modelos para a estimativa de Clorofila-a

O estudo de Matthews (2011) faz uma revisão de trabalhos que obtiveram informações quantitativas de uma variedade de parâmetros biogeofísicos de águas interiores fazendo uso de algoritmos empíricos e dados coletados *in situ* utilizando instrumentos de detecção remota.

Conforme Matthews (2011), as etapas da abordagem empírica são a aquisição simultânea de dados experimentais; a correlação entre o dado coletado de forma remota e o parâmetro que se deseja; construção do algoritmo empírico e a utilização deste algoritmo para quantificar o parâmetro desejado; e, por fim, a espacialização desse dado.

A correlação entre a Clorofila-a e a razão das bandas, nas regiões espectrais mais susceptíveis à variação em função do fitoplâncton, é utilizada para estimar a concentração desse pigmento em águas com biomassa em concentrações variando ente 0,1 a 350mg.m⁻³ (Gitelson *et al*, 1993). Dentre os diversos modelos utilizados para a estimativa da Clorofila-a foram escolhidos os modelos de duas (Equação 1) e três bandas (Equação 2) propostos por Gitelson *et al* (2003), inicialmente utilizados para calcular Clorofila-a em vegetação terrestre e que foram adaptados para estimar clorofila em sistemas aquáticos

Em ambos os modelos, a primeira posição de banda λ_1 deve ser mais sensível à absorção da Chl-a (670 nm). Para minimizar os efeitos de absorção de outros constituintes opticamente significantes, uma segunda banda espectral λ_2 é usada para ser minimamente sensível a absorção da Chl-a (710 nm) e apresentar absorção por partículas não-algais e material orgânico dissolvido colorido (CDOM):

Equação 1

$$\text{Chl a} = \frac{R(\lambda_2)}{R(\lambda_1)} (\text{mg m}^{-3})$$

O modelo de duas bandas ainda é afetado por retroespalhamento, que pode produzir estimativas diferentes de Chl-a para locais com igual concentração. Para isso, uma terceira banda, λ_3 , pode ser usada para minimizar a influência, onde (λ_3) é a posição de banda minimamente efetuada pela absorção que responde pelo espalhamento (750 nm):

Equação 2

$$\text{Chl a} = R(\lambda_3) \left[\frac{1}{R(\lambda_1)} - \frac{1}{R(\lambda_2)} \right] (\text{mg m}^{-3})$$

Para este trabalho também foi escolhido um terceiro modelo (Equação 3) retirado do estudo de Mishra & Mishra (2012) em que é proposto um novo índice chamado de Índice de Clorofila por Diferença Normalizada (NDCI), para demonstrar a sensibilidade à concentração de Clorofila-a em águas produtivas turvas.

Seguindo o conceito do índice de vegetação de diferença normalizada (NDVI) aplicado no monitoramento do estado da vegetação; o NDCI foi desenvolvido considerando a diferença de bandas espectrais em 708 nm que é o pico de reflectância máximo sensível às variações na concentração de Clorofila-a na água e 665 nm, geralmente atribuído à absorção pelos pigmentos chl-a, e normalizando pela soma de sua refletância para eliminar quaisquer incertezas na estimativa de Reflectância de sensoriamento remoto (Rrs), diferenças sazonais de azimute solar e contribuições atmosféricas nesses comprimentos de onda.

Para a construção do NDCI, Mishra & Mishra (2012) selecionaram duas características espectrais centradas em 665 nm e 708 nm para desenvolver NDCI e para evitar a influência da CDOM e TSS (sólidos em suspensão total) nos espectros de reflectância da água a comprimentos de onda mais curtos. Além disso, como ambas as bandas possuem proximidade, foi assumido que a absorção de CDOM e SST é semelhante em magnitude e a diferença entre

eles foi considerada insignificante (Mistha & Mishra, 2012). O NDCI é formulado conforme a equação 3:

Equação 3

$$C_{chl a} = \frac{[R_{rs}(708) - R_{rs}(665)]}{[R_{rs}(708) + R_{rs}(665)]} \text{ (mg m}^{-3}\text{)}$$

Contudo, outros comprimentos de onda podem ser testados. Watanabe (2018), para estimar a concentração de Clorofila-a no reservatório de Barra Bonita foram selecionadas as duas características espectrais centradas em 665 nm e 705 nm para desenvolver o NDCI. Os resultados mostraram que a combinação do pico de refletância a 705 nm e a absorção máxima em 665 nm apresentou melhor desempenho quando o algoritmo foi aplicado em imagens Sentinel-2.

3.12. Modelo para a estimativa de Turbidez

A alta correlação entre comprimentos de onda específicos na região do Infravermelho e vermelho e valores de turbidez vem sendo correntemente empregada pela literatura de sensoriamento remoto em ambientes com concentração elevada de sedimentos em suspensão (Meneses & Almeida, 2012).

Conforme descrito nos estudos da seção 3.8, a estimativa da turbidez e dos sólidos em suspensão por sensoriamento remoto orbital pode ser realizada por modelos empíricos que utilizam uma relação linear entre os valores da turbidez ou concentração de sólidos em suspensão e a Reflectância de sensoriamento remoto. Para este trabalho foi utilizada uma relação linear entre as bandas simuladas a partir dos dados radiométricos tomados em campo e os valores de turbidez. Diferentemente do encontrado por Nechad *et al* (2010) e Maciel *et al* (2019) essa relação foi possível devido aos baixos valores de turbidez. Assim, não sendo encontrada saturação da refletância nas bandas espectrais simuladas, a relação linear foi adequada para a relação estudada

Para simular uma banda de reflectância que seria gravada pelo sensor de um satélite em cada canal centrado no comprimento de onda o sinal das medições radiométricas tomadas *in situ* são multiplicadas pelo fator de resposta espectral desse satélite (Equação 4) (Bernardo, Watanabe, Rodrigues, & Alcântara, 2017).

Equação 4

$$R_{rsLandSat} = \frac{\sum_{i=liminf}^{limsup} R_{rs}(\lambda_i) \cdot \sigma(\lambda_i)}{\sum_{i=liminf}^{limsup} \sigma(\lambda_i)}$$

Em que R_{rs} é a refletância tomada acima da superfície da água (calculada pela Equação 4), σ é a função de resposta do Landsat-8 tomada entre os limites inferior (*liminf*) e superior (*limsup*) dos comprimentos de onda (λ) da função de resposta.

4. CONTEXTUALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E DO PROBLEMA A SER ESTUDADO

A Lagoa da Pampulha é uma represa hipereutrófica artificial de pequenas dimensões situada no município de Belo Horizonte (MG), geograficamente localizada nas coordenadas 19°51'09" de latitude Sul e 43°58'42" de longitude Oeste, do sistema WGS84 (Resck *et al*, 2007). A Lagoa foi inaugurada em 1938 com o objetivo de abastecer a região norte de Belo Horizonte e minimizar os efeitos das chuvas. Em 1970 a captação de água para abastecimento foi interrompida devido ao comprometimento da qualidade das águas (IGAM, 2015). Sua importância é destacada por pertencer ao conjunto arquitetônico da Pampulha, além de fazer parte do Patrimônio Cultural da Humanidade, título concedido pela UNESCO em 2016 (UNESCO, 2016).

A bacia da Pampulha faz parte da bacia do ribeirão do Onça a qual deságua no rio das Velhas no município de Santa Luzia. A área da bacia possui 97,91 km² sendo 43,97 km² (cerca de 45%) inserida no município de Belo Horizonte e 53,94 km² (cerca de 55%) no município de Contagem (CPRM, 2001). A bacia da Pampulha é ocupada por indústrias e áreas urbanas concentradas, embora existam regiões com ocupação esparsa e pequenas propriedades rurais. Trata-se de uma represa inserida em uma bacia hidrográfica urbanizada em que a falta de infraestrutura de saneamento juntamente com a ocupação desordenada levaram à perda de cerca de 50% de seu volume original (Silva *et al*, 2016).

Como parte do contexto urbano, destacam-se o Centro Industrial de Contagem – CINCO, a Central de Abastecimento de Minas Gerais S.A. - CEASA MG, o conjunto arquitetônico Oscar Niemeyer (Igreja de São Francisco, Museu de Arte da Pampulha e Casa do Baile), parte das instalações do campus da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, o complexo esportivo Governador Magalhães Pinto (Mineirão e Mineirinho), além de associações e clubes de lazer (Pampulha Iate Cube, Clube Belo Horizonte, Iate Tênis Clube, Clube dos Rodoviários, etc.), centros de treinamento esportivos (América Futebol Clube e Cruzeiro Esporte Clube) e o aeroporto da Pampulha (CPRM, 2001).

Na região de estudo, o regime de chuvas apresenta duas estações bem definidas, uma estação quente e chuvosa nos meses de outubro a março e uma estação fria e seca nos meses de abril a setembro. As precipitações médias mensais entre os anos de 1961 e 1990 foram superiores a 100 mm/mês na estação chuvosa sendo o valor máximo médio (319,4 mm) visualizado no mês de dezembro e o mínimo médio atingido em agosto com 13,7 mm (Resck *et al*, 2007)

A rede de drenagem (Figura 6) tem como principais tributários diretos o córrego Ressaca, em Belo Horizonte, e os córregos Água Funda, Bom Jesus e Sarandi em Contagem, responsáveis por 92,8% da vazão afluyente da Lagoa da Pampulha. Esses córregos são os principais responsáveis pelo lançamento de sólidos e matéria orgânica sendo considerados como os tributários de maior potencial poluidor. A estação de tratamento de águas fluviais dos córregos Ressaca e Sarandi (ETAF) possui capacidade de tratar parte das águas desses córregos em uma vazão média/dia 733 L/s, o que reduz parte do aporte da carga orgânica que chega à Lagoa (IGAM,2015).

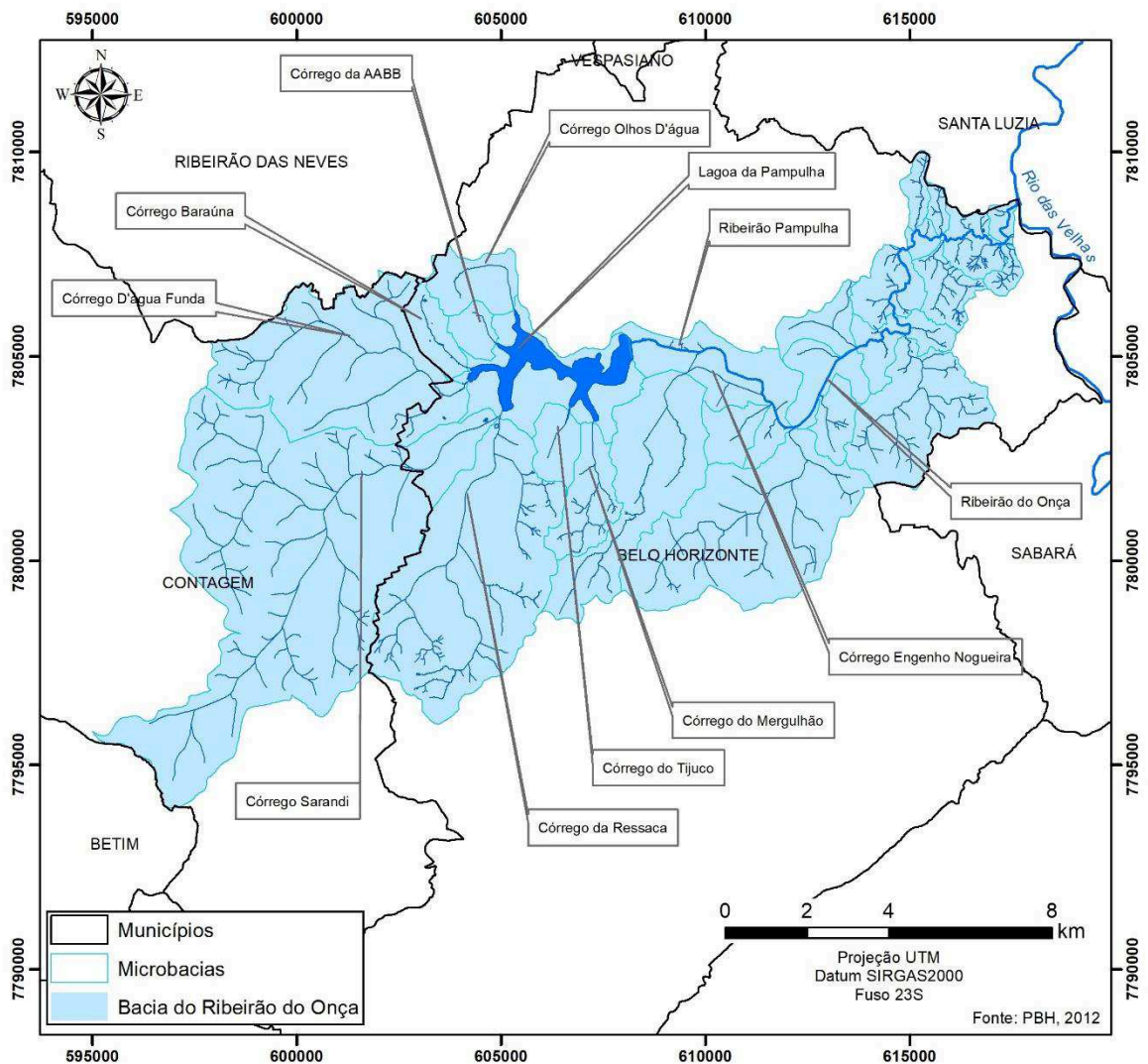


Figura 6: Bacia Hidrográfica do Córrego do Onça

Entretanto, mesmo com a estação de tratamento, uma parte da carga orgânica proveniente do despejo de esgoto permanece e é responsável pelos altos níveis de poluição que são medidos correntemente na lagoa. Além dos lançamentos de esgotos nas suas águas, o acúmulo de lixo nas margens prejudica a qualidade do corpo lacustre assim como o aporte de carga orgânica relacionado aos lançamentos clandestinos. São retirados diariamente da Lagoa da Pampulha 10 toneladas de lixo fora do período chuvoso e 20 toneladas de lixo no período chuvoso (Consórcio Pampulha Viva, 2017).

No córrego do Tijuco o maior aporte de carga orgânica está relacionado com lançamentos clandestinos eventuais, além disso, a foz do córrego possui baixa renovação de suas águas por se tratar de uma enseada proporcionando uma proliferação mais rápida das algas e uma piora na qualidade das águas. O Córrego Mergulhão apresenta um aporte menor de carga, porém verifica-se nessa bacia a lavagem de caminhões e ônibus em uma área a montante, o que

também contribui para a poluição das águas da Lagoa. No Córrego Água Funda, apesar das obras da COPASA, ainda existem aportes de esgoto. Na Bacia do Córrego Olhos d'Água, onde a comunidade Dandara está inserida, um trecho do interceptor da COPASA foi invadido por edificações, o que trouxe prejuízo operacional e de manutenção ao sistema de esgotamento sanitário do local. Um trecho do interceptor sofreu ruptura e, por isso, há o lançamento de esgotos diretamente na Lagoa. Por fim, na enseada do Museu de Arte existem dois pontos de lançamento de esgotos, oriundos de ruptura do interceptor, conhecidos pela COPASA, que vem atuando no sentido da sua correção (Consórcio Pampulha Viva, 2017).

A rede coletora de esgoto no entorno da Lagoa (Figura 7) é completa nas áreas residenciais, mas possui locais sem coleta nos equipamentos públicos. É o caso dos trechos onde estão localizados o Iate Tênis Clube, Igreja São Francisco de Assis, Museu de Arte da Pampulha e Praça Alberto Dalva Simão.

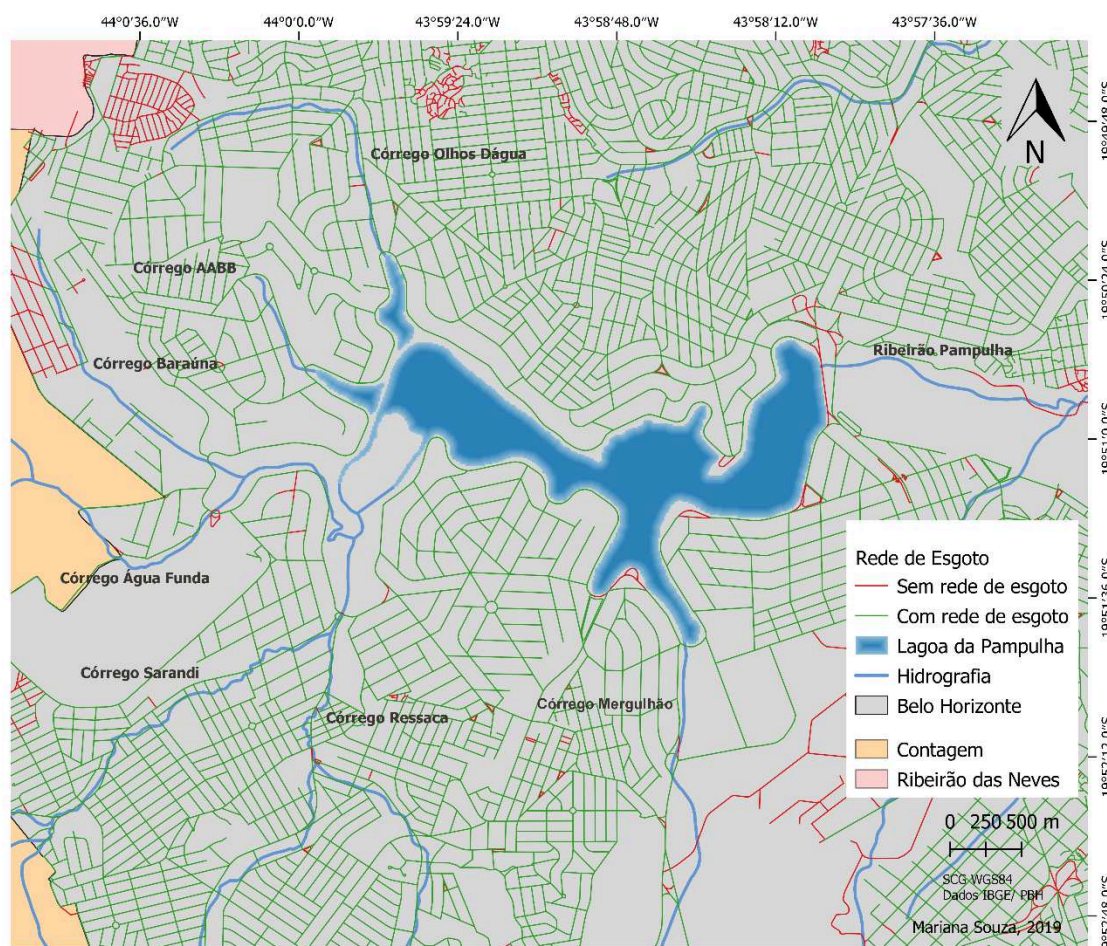


Figura 7: Rede coletora de esgoto no entorno da Lagoa da Pampulha

O crescimento urbano desordenado acarretou a impermeabilização do solo de diversas áreas e a ocupação de encostas. Além disso, as chuvas carregam terra de obras e de áreas desmatadas para a Lagoa, ocasionando redução de sua capacidade de armazenamento, processo agravado com o rompimento da barragem em 1958.

A capacidade de acumulação de água passou de 18 milhões de m³ na década de 50 para cerca de 8,5 milhões de m³, em 1999 (Resck *et al*, 2007). A profundidade varia de 0,7 a 14,0 m nas proximidades do vertedouro (Organização Ambiental Terra Viva e Somos Pampulha, 2011). A área atual da superfície da Lagoa é de 196,84 ha, cerca de um terço menor do que na época de sua reinauguração em 1958 que era de 300 ha (Resck, 2007).

4.1.1. Recuperação da Lagoa da Pampulha

A Prefeitura Municipal de Belo Horizonte, com o objetivo de promover a recuperação da qualidade da água da Lagoa da Pampulha, iniciou em março de 2016 um tratamento da água da lagoa através de implantação de técnicas que possibilitem o atendimento aos dispositivos da resolução CONAMA 357/05 e DN COPAM/CERH-MG 01/08, considerando os limites de águas para classe 3. O tratamento envolve a aplicação combinada de dois remediadores, sendo um biorremediador (ENZILIMP®) que atua na redução de matéria orgânica e de origem fecal, o qual teve sua aplicação iniciada no dia 15 de março de 2016. O segundo remediador é a argila ionicamente modificada (PHOSLOCK ®), que atua no sequestro de fósforo e no controle das florações de cianobactérias tendo o início de aplicação em 15 de abril de 2016 (IGAM, 2017).

Outro dispositivo utilizado para a recuperação da Lagoa da Pampulha é a existência de uma cortina retentora de resíduos localizada em uma parte estreita da Lagoa caracterizada por um estrangulamento natural (Figura 8).

As cortinas retentoras são estruturas de flutuação com fundeio desenvolvidas para a retenção do excesso de material particulado na água (orgânico e inorgânico), sólidos suspensos, coliformes fecais, contaminação de esgotos, algas e lixo flutuante. O material utilizado nas cortinas é polipropileno ou neoprene, sendo a parte de cima flutuante com boias e a parte de baixo fundeada no leito do corpo hídrico (Viva Pampulha, 2016).

A cortina, instalada desde o ano 2016 em uma parceria da Prefeitura de Belo Horizonte com o Consórcio Pampulha Viva, tem a função de reter as partículas sólidas, vegetação flutuante e sedimentos mais finos oriundos das cargas dos córregos Ressaca e Sarandi, evitando a passagem para o restante da Lagoa que é mais profunda e com maior tempo de retenção hidráulica (Viva Pampulha, 2016).

O comprimento da cortina na Lagoa, de uma margem a outra, é de 250 metros com profundidade de 1,5 metros e divide a Lagoa em duas partes com o intuito de proteger as três áreas a jusante que são a enseada da Igrejinha, a enseada próxima ao Museu de Arte da Pampulha e a região do Vertedouro. O objetivo dessa cortina é minimizar os impactos destes processos sobre o serviço de tratamento da qualidade da água atualmente em andamento com os remediadores PHOSLOCK ® e ENZILIMP®. A cortina também permite a passagem de

água sobrenadante por meio de estruturas chamadas de flaps permitindo também a passagem de peixes e a navegação de barcos de pequeno porte (Viva Pampulha, 2016).



Figura 8: Localização da cortina retentora de sedimentos na Lagoa da Pampulha (Google Earth)

5. METODOLOGIA

A metodologia adotada envolveu, inicialmente, a caracterização da região de estudo através da estatística descritiva de dados limnológicos do monitoramento realizado da Lagoa da Pampulha pelo IGAM. A segunda etapa da metodologia envolveu a aquisição dos dados de campo, envio e análise de parâmetros em laboratório, análise da qualidade dos dados de água superficial medidos em laboratório e em campo, construção e teste do modelo empírico de estimativa de Clorofila-a e turbidez. A terceira etapa da metodologia consistiu na aquisição de um conjunto de imagens do sensor OLI transportado a bordo do satélite Landsat-8, aplicação de um limiar de turbidez nas imagens e identificação dos locais de maior ocorrência da turbidez na Lagoa da Pampulha para inferir os trechos mais afetados pela poluição. As etapas metodológicas estão apresentadas no fluxograma da Figura 9 e uma descrição mais detalhada de cada etapa será apresentada a seguir.

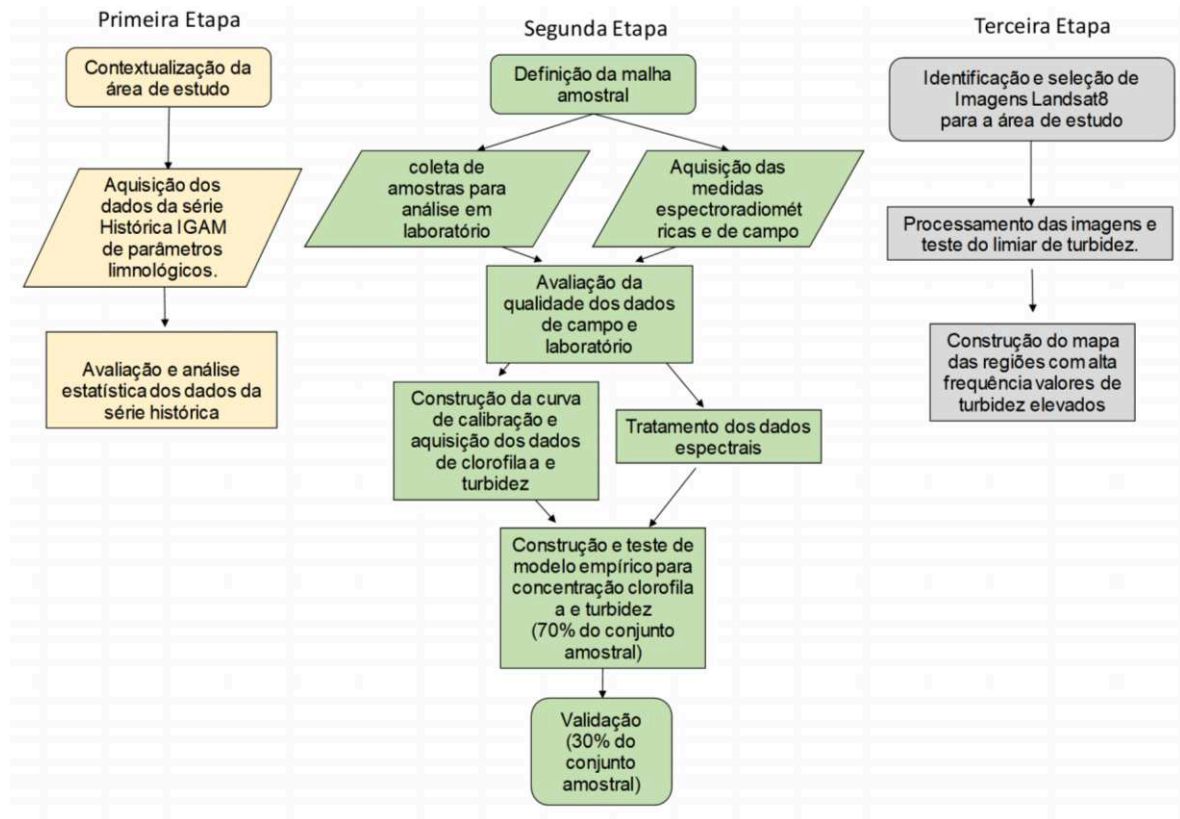


Figura 9: Fluxograma das etapas metodológicas

5.1. Primeira etapa Metodológica

5.1.1. Avaliação dos parâmetros limnológicos na Lagoa da Pampulha

Para a caracterização limnológica da lagoa da Pampulha foi realizada a avaliação histórica da qualidade da água na Lagoa a partir dos dados do monitoramento realizado pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). O monitoramento é realizado em três pontos localizados próximo à Ilha dos Amores (PV230), no braço da igreja São Francisco (PV235) e próximo ao vertedouro (PV240) (IGAM, 2017). As campanhas de monitoramento foram realizadas mensalmente de outubro de 2013 a outubro de 2016 e trimestralmente a partir de dezembro de 2016. A Figura 10 apresenta o mapa da rede de monitoramento do IGAM na bacia do Ribeirão Pampulha.

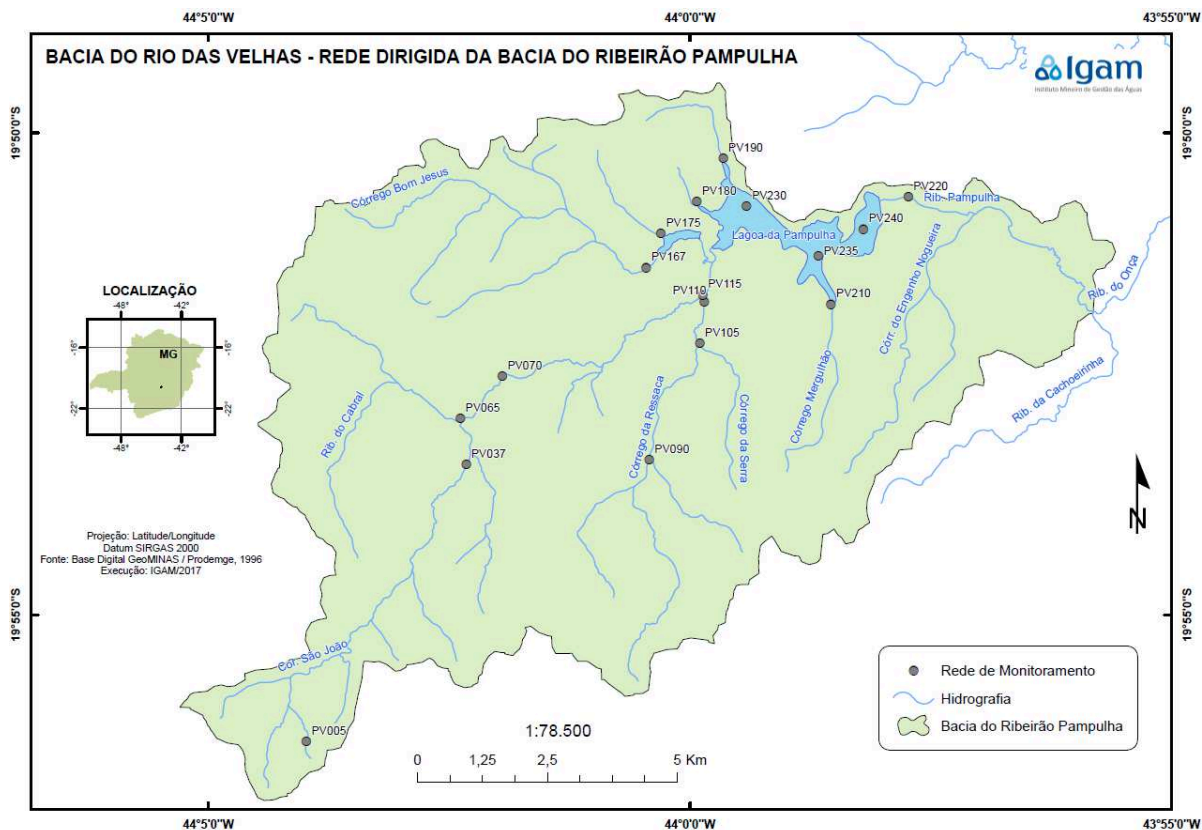


Figura 10: Rede de monitoramento do IGAM na bacia do Ribeirão Pampulha (IGAM, 2017)

Das análises químicas realizadas pelo IGAM foram selecionados os parâmetros densidade de cianobactérias, Clorofila-a e turbidez. As metodologias utilizadas pelo IGAM no ensaio das análises foram a contagem em microscópio invertido para a densidade de cianobactérias (SMWW 10200 F), o método colorimétrico para Clorofila-a, (SMWW 10200 H) e o método turbidimétrico para turbidez (SMWW 2130 B) conforme procedimento padrão do Standard Methods (SMWW, 2019).

A série histórica dos dados abrangeu o período de 2013, data em que se iniciou o monitoramento, a 2018 e foi adquirida pelo portal Infohidro (<http://infohidro.meioambiente.mg.gov.br>).

Os dados da série histórica foram confrontados com os limites estabelecidos pela Deliberação Normativa DN COPAM/CERH-MG de 01/2008, a qual 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. De acordo com essa deliberação o valor máximo de densidade de cianobactérias permitido para águas de Classe 2, classe na qual foi enquadrada a Lagoa da Pampulha e os seus tributários, é de 50.000 cél/mL, 30µg/L de Clorofila-a e 100 NTU de turbidez (IGAM, 2017).

Além da análise da série temporal dos resultados de Clorofila-a, densidade de cianobactérias e turbidez das estações localizadas na Lagoa da Pampulha, também foi realizada

a análise da dominância das cianobactérias na comunidade fitoplantônica em toda a série histórica do monitoramento.

5.2. Segunda Etapa Metodológica

5.2.1. Definição da malha amostral

Uma malha amostral de 29 pontos (Figura 11) foi previamente definida buscando a distribuição por todo o espelho d'água. Os pontos foram distribuídos tanto em locais propensos à floração de cianobactérias e com alta concentração de matéria orgânica e sedimentos, entrada dos córregos com efluentes de Contagem, e áreas com menor movimentação de água, como também nas áreas com maior capacidade de autodepuração da Lagoa, próximo à barragem. Dentre os 29 pontos escolhidos, 3 pertencem à rede de monitoramento de qualidade da água do IGAM, quais sejam: próximo à Ilha dos Amores (PV230), no braço da igreja São Francisco (PV235) e próximo ao vertedouro (PV240).

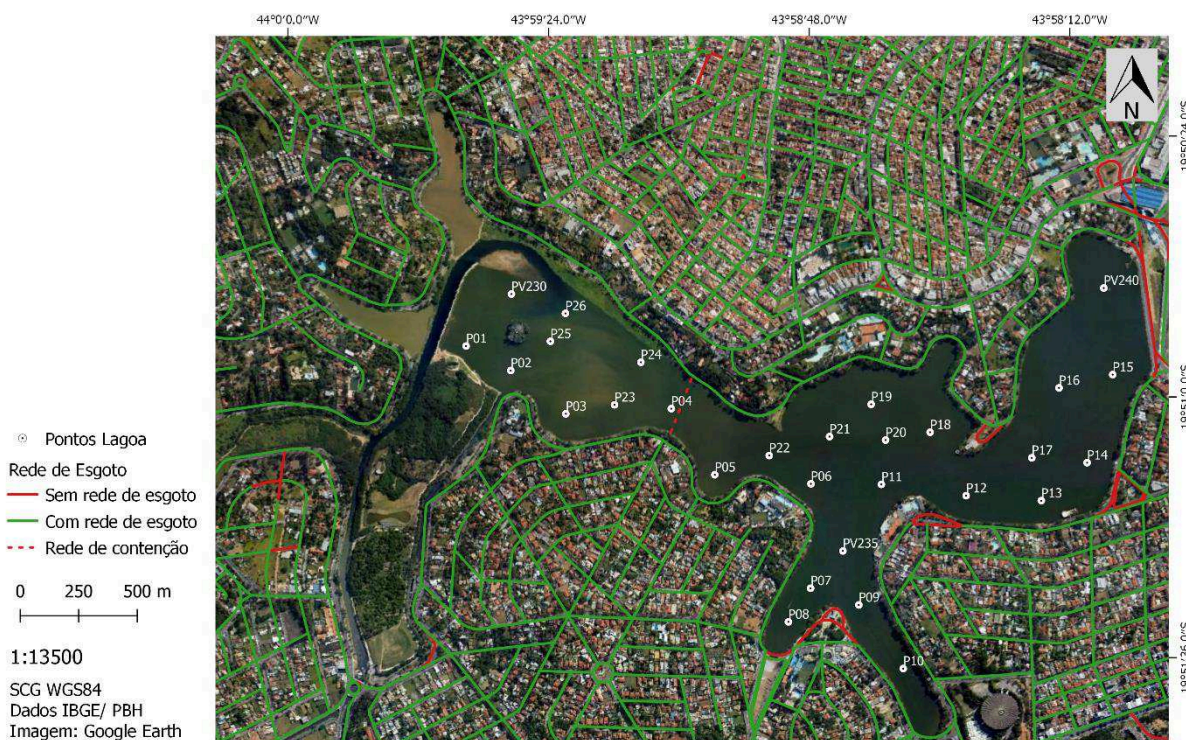


Figura 11: Lagoa da Pampulha e localização dos pontos de amostragem

5.2.2. Materiais, equipamentos, aquisição das medições de campo e amostragem

Um espectrorradiômetro ASD FieldSpec HandHeld (ADS, 2019) foi usado na coleta dos dados radiométricos. Foi também utilizada uma placa de referência Spectralon previamente calibrada em laboratório. A coleta, realizada no dia 20 de abril de 2018, teve os dados radiométricos adquiridos entre 9:30 e 15:30 horas, para garantir ângulos de inclinação solares

adequados para este tipo de procedimento (Mobley, 1994). Em cada estação amostral foram realizadas respectivamente 10 medidas espectrais para que posteriormente fossem eliminados os espectros não representativos e calculada a média para os restantes. A amostragem foi realizada a bordo da balsa disponibilizada pela prefeitura de Belo Horizonte. Os equipamentos foram disponibilizados pelo laboratório Labisa do INPE (<http://www.dpi.inpe.br/labisa/>).

As medidas radiométricas tomaram inicialmente a radiância da placa de referência e em seguida a radiância do corpo d'água. As medidas foram tomadas com ângulo azimutal de aproximadamente 135° e orientando o radiômetro em um ângulo zenital de aproximadamente 45°. Esta orientação vem sendo utilizada correntemente na literatura como forma de minimizar os efeitos de reflexão especular. Uma vez de posse das radiâncias medidas, foram calculados os Fatores de Reflectância (F_r) em cada estação amostral. Para uniformizar a grandeza de análise o Fator de Reflectância foi convertido para Reflectância de Sensoriamento Remoto (R_{rs}) assumindo que a placa de referência é um alvo lambertiano e a relação radiância (L)/irradiância(E), $E = \pi L$, foi assumida.

Apesar de a geometria utilizada minimizar significativamente os efeitos de reflexão especular, principalmente da radiação solar direta, ela não é suficiente para eliminar o efeito de reflexão especular devido primordialmente à radiação difusa, proveniente do espalhamento atmosférico. Para corrigir os espectros adquiridos foi utilizada a metodologia proposta por Mobley (1999). Nesta metodologia o efeito de reflexão especular é corrigido a partir de medidas da radiância do céu (L_{ceu}), tomadas em um ângulo 90° do ângulo de aquisição da radiância proveniente do corpo d'água.

A Reflectância de Sensoriamento Remoto corrigida ($R_{rs-corr}$) foi calculada a partir da relação abaixo (Equação 5):

Equação 5

$$R_{rs-corr}(\lambda) = \frac{L_t(\lambda) - \rho L_{ceu}(\lambda)}{\pi \cdot L_{placa}(\lambda)}$$

onde L_t ($W m^{-2} sr^{-1}$) é a radiância total, isto é, a soma da radiação espectral proveniente do corpo d'água (L_w , em $W m^{-2} sr^{-1}$) e da radiância refletida da superfície da água na direção do sensor (L_r , em $W m^{-2} sr^{-1}$). L_{ceu} é a radiância do céu (L_{ceu} , em $W m^{-2} sr^{-1}$) e ρ é um fator ponderador modelado por Mobley (1999) para a correção da reflexão especular. Neste estudo ρ assumiu o valor de 0,028 de acordo com as condições de vento no momento das medidas (Mobley 1999). A irradiância solar total incidente na superfície da água foi calculada por πL_{placa} ($W m^{-2}$).

Simultaneamente com as medições radiométricas, aproximadamente 2 litros de amostras de água superficial foram coletados para cada ponto. As amostras foram armazenadas em frascos de vidro e de plástico âmbar, abrigadas da luz e mantidas refrigeradas até a realização dos ensaios laboratoriais, ocorridos no mesmo dia. Também foram medidos em campo temperatura e pH, utilizando uma sonda multiparâmetro e transparência da água com um disco de Secchi.

5.2.3. Análises Laboratoriais

Como forma de quantificar os parâmetros limnológicos, análises laboratoriais foram realizadas de duas formas distintas. No laboratório de geomorfologia do Instituto de Geociências da UFMG foram medidas em todas as amostras adquiridas em campo, a fluorescência com o objetivo de mensurar a resposta de Clorofila-a e a matéria orgânica colorida dissolvida (Colored Dissolved Organic Matter - CDOM) juntamente com a turbidez.

As medidas de fluorescência foram realizadas com um AquaFluor Handheld Fluorometer/Turbidimeter (Turner 2019). O equipamento opera com picos de excitação em 375 e 430 nm e sensores de resposta à emissão acima de 420 nm e acima de 660 nm para CDOM e Clorofila-a respectivamente. A fluorescência da Clorofila-a foi medida em amostras não filtradas tomando como “*baseline*” a amostra filtrada em filtros com 0.45 µm de tamanho de poro. A fluorescência do CDOM foi medida e amostras previamente filtradas em filtros com 0.45 µm de tamanho de poro. Todas as leituras foram realizadas em cubetas de acrílico com 1 cm de lado, em triplicata e o valor final obtido através da média destas amostras. Também foram tomadas medidas em triplicata da água destilada em cada ensaio (branco do ensaio).

As medidas de turbidez foram realizadas em dois instrumentos de bancada para a posterior comparação. As medidas foram também tomadas em triplicata em amostras não filtradas também tomando como “*baseline*” água destilada. A turbidez medida pelo AquaFluor Handheld Fluorometer/Turbidimeter tem como comprimento de onda de emissão o valor de 530 nm enquanto o outro turbidímetro (Turbidímetro Microprocessado Digital Dellab Modelo DLT-WV) possui comprimento de onda de emissão de 890 nm.

Para a determinação da concentração de Clorofila-a, 10 pontos foram selecionados para análise por meio da extração do pigmento em laboratório. Para tal o pigmento foi extraído utilizando acetona 90% e posteriormente medido por espectrofotometria de absorção UV-Vis, conforme procedimento padrão (SMWW, 2019). Os pontos selecionados foram: PV240, P15, P14, P20, PV235, P08, P22, P23, P25 e PV230. O procedimento foi realizado no laboratório de Clorofila do Instituto SENAI de Tecnologia em Meio Ambiente – ISTMA/SENAI (Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial).

Como forma de extrapolar os valores de fluorescência medidos no Laboratório de Geomorfologia do Instituto de Geociências da UFMG e adquirir valores de concentração de Clorofila-a para os 19 pontos restantes, foi traçada uma curva entre a fluorescência medida e os valores de concentração de Clorofila-a medidos no laboratório do Instituto SENAI. A curva de concentração da Clorofila-a foi definida a partir de uma regressão linear da fluorescência dos 10 pontos amostrais supracitados com os seus respectivos valores de concentração de Clorofila-a obtidos por espectrofotometria sendo calculado também o coeficiente de determinação. A partir dessa curva foram derivados os valores de concentração de Clorofila-a para os 19 pontos de coleta restantes. Assim, todos os 29 valores de Clorofila-a foram utilizados na análise dos resultados.

5.2.4. Teste de modelos empíricos para concentração de Clorofila-a

Como forma de obter a concentração de Clorofila-a a partir de dados de sensoriamento remoto, os modelos empíricos previamente apresentados (seção 2.15) foram testados. Foram testados os modelos de duas bandas (Equação 1), três bandas (Equação 2) proposto por Gitelson *et al* (2003) e o índice Normalizado, NDCI, (Equação 3) proposto por Mishra & Mishra (2012).

Diferentes combinações de bandas foram testadas baseadas em estudos aplicados em corpos d'água hipereutróficos com concentrações de Clorofila-a e respostas espectrais similares aos encontrados na Lagoa da Pampulha.

Inicialmente todas as 29 estações foram utilizadas para o teste dos modelos selecionados. Entretanto, dada a variabilidade da distribuição dos valores de concentração de Clorofila-a na Lagoa na Pampulha os pontos foram divididos em dois conjuntos tendo como divisa espacial a cortina retentora de sedimentos instalada na Lagoa. Assim, todos os valores de Clorofila e os valores resultantes das Equações 1 a 3 já apresentadas foram relacionados por meio de regressão linear. A validação somente seria realizada caso a construção do modelo apresentasse bons coeficientes de ajuste e erro.

5.2.5. Teste de modelos empíricos para a turbidez

Para testar a melhor relação entre comprimentos de onda e os sólidos em suspensão através da turbidez adotou-se uma estratégia diferente da empregada para a concentração de Clorofila-a. Para tanto, as bandas do sensor OLI/Landsat-8 foram simuladas a partir dos dados radiométricos tomados em campo. As bandas do OLI/Landsat-8 foram simuladas a partir dos espectros coletados “*in situ*” e utilizando a função de resposta do sensor a partir da Equação 4 citada anteriormente.

As bandas simuladas do *Verde*, *Vermelho* e *Infravermelho Próximo* foram correlacionadas com os valores de turbidez de cada ponto medidos em laboratório. Os

elementos amostrais foram divididos em um conjunto de 70% dos elementos para a construção do modelo empírico e 30% dos elementos para a validação do modelo.

5.2.6. Escolha da Série temporal de imagens Landsat-8

Um conjunto de imagens OLI/Landsat-8 foi adquirido por meio do serviço de distribuição sob demanda de imagens OLI com correção atmosférica processada pelo código de transferência radiativa Landsat Surface Reflectance Code – LaSRC, disponível a partir do repositório EROS Science Processing Architecture (ESPA). Os produtos de dados Landsat8 Surface Reflectance (L8SR) estão disponíveis através do EarthExplorer <<http://earthexplorer.usgs.gov>>., sob a guia “Data Sets”> “Landsat”> “Landsat Collection 1 Nível 2 (On Demand)”, de pois “Landsat-8 OLI / TIRS C1 Nível 2”.

Foram adquiridas imagens orbitais do satélite Landsat-8 de janeiro de 2015 a setembro de 2018 sendo escolhidas aquelas imagens que apresentaram a mínima ou nenhuma influência de nuvens. As imagens foram convertidas para o sistema UTM, Sul, WGS84 e recortadas nos limites da área de interesse. Para as imagens Landsat-8 também foi feita a conversão do tipo de arquivo de níveis digitais inteiros (INT16) para ponto flutuante (FLOAT) e a multiplicação dos valores de níveis digitais das imagens pelo fator de escala (0,0001), o que é necessário para a obtenção dos valores de refletância de superfície reais, no intervalo 0 a 1 (USGS, 2015); foi utilizado software ENVI 4.7 para processamento das imagens e aplicação do modelo.

5.2.7. Análise da série temporal de imagens Landsat-8

Com o objetivo de identificar regiões da Lagoa da Pampulha que estariam sujeitas a outras fontes de poluentes que não somente os principais tributários, foi feita uma análise temporal do conjunto de 37 imagens utilizando a banda 5 do sensor OLI/Landsat8 que corresponde à faixa espectral do Infravermelho próximo. As imagens são referentes ao período de janeiro de 2015 a setembro de 2018.

Foi realizada a análise do limiar baseado no modelo de turbidez desenvolvido para a banda do Infravermelho (B5). Essa banda foi considerada pelo fato da água pura apresentar baixa refletância no espectro do Infravermelho próximo. O limiar foi utilizado para identificar as regiões com alta frequência de altos valores de turbidez.

O limiar foi definido a partir do valor espectral correlacionado ao valor mais alto de turbidez das amostras coletadas na Lagoa da Pampulha e que foram identificados no modelo de turbidez. Assim, foi testado o limiar de Refletância 0,15 na banda do Infravermelho próximo.

As imagens selecionadas foram agrupadas em um arquivo único para a banda testada, gerando assim um único arquivo de Bandas Infravermelho próximo empilhadas. Para cada banda deste arquivo foi realizada uma contagem pixel a pixel do número de valores que superou

o limiar adotado. Desta forma se chega a uma “imagem” contendo valores inteiros para cada pixel. Cada um destes valores inteiros representa a frequência na qual os valores dos pixels das bandas escolhidas superaram o valor de limiar adotado.

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1. Análise da série histórica IGAM

Observa-se nos gráficos das Figuras 12 a 14 que os resultados de densidade de cianobactérias e Clorofila-a na Lagoa da Pampulha são elevados durante todo o período da série histórica e permanecem muito acima do limite estabelecido pela legislação. Para o parâmetro da turbidez o comportamento é contrário, com alguns episódios de violação concentrados nos períodos de chuva (novembro a janeiro) na estação localizada na entrada da Lagoa PV230 e um episódio de violação na estação PV235 no mês de janeiro de 2013.

A análise da série temporal dos resultados de densidade de cianobactérias e Clorofila-a apresentam picos em períodos secos (abril a setembro), mas também há resultados elevados em algumas ocasiões nos períodos úmidos (outubro a março) o que leva a entender que a dinâmica do fitoplâncton é influenciada pelos eventos chuvosos. O comportamento das cianobactérias visualizado com os dados da Lagoa da Pampulha no período seco corroboram com os estudos de Wetzel (2001) o qual diz que as condições mais propícias ao surgimento das florações ocorrem nos períodos de ausência de chuvas e ventos com concentração de nutrientes. Essas condições são normalmente encontradas no período seco, já que na ausência da chuva há menor movimentação do corpo d'água e maior concentração da carga orgânica.

Entende-se que o final do período seco e início do chuvoso são os momentos mais críticos do ponto de vista da qualidade da água da Lagoa. O fim do período seco, pela pouca diluição da poluição e o início do período chuvoso, pela lavagem do solo da bacia hidrográfica que carrega poluentes para Lagoa da Pampulha (Consórcio Pampulha Viva, 2019).

A assertiva da ocorrência de floração de cianobactérias nos períodos úmidos concorda com o que foi observado em Silva *et al* (2016), em um estudo realizado na Lagoa da Pampulha que trata da relação entre a dinâmica de um reservatório tropical e eventos chuvosos por meio de dados de monitoramento mensal e horário. Concluiu-se, no estudo, que as precipitações intensas no período chuvoso interrompem as florações e perturbam a estabilidade do sistema, levando à perda da biomassa pelo arrastamento de corrente e diminuição do metabolismo, mas também pode ser inferido que esses eventos incorporam nutrientes ao reservatório, o que pode acarretar um novo aumento da biomassa nos períodos de ausência de chuvas a partir da combinação entre uma coluna d'água mais estável, forte radiação solar incidente e a disponibilidade do fosfato em superfície (Silva *et al* , 2016).

Ademais, os estudos de Silva *et al* (2016) também corroboram com o comportamento das cianobactérias da Lagoa da Pampulha no período seco, pois concluem que na medida em que a estação fria e seca se aproxima, a dinâmica do reservatório tende a ser mais susceptível à quebra da estratificação térmica e mistura da massa d'água, e neste período são observadas as maiores concentrações de nutrientes, fitoplâncton e uma possível mudança de metabolismo.

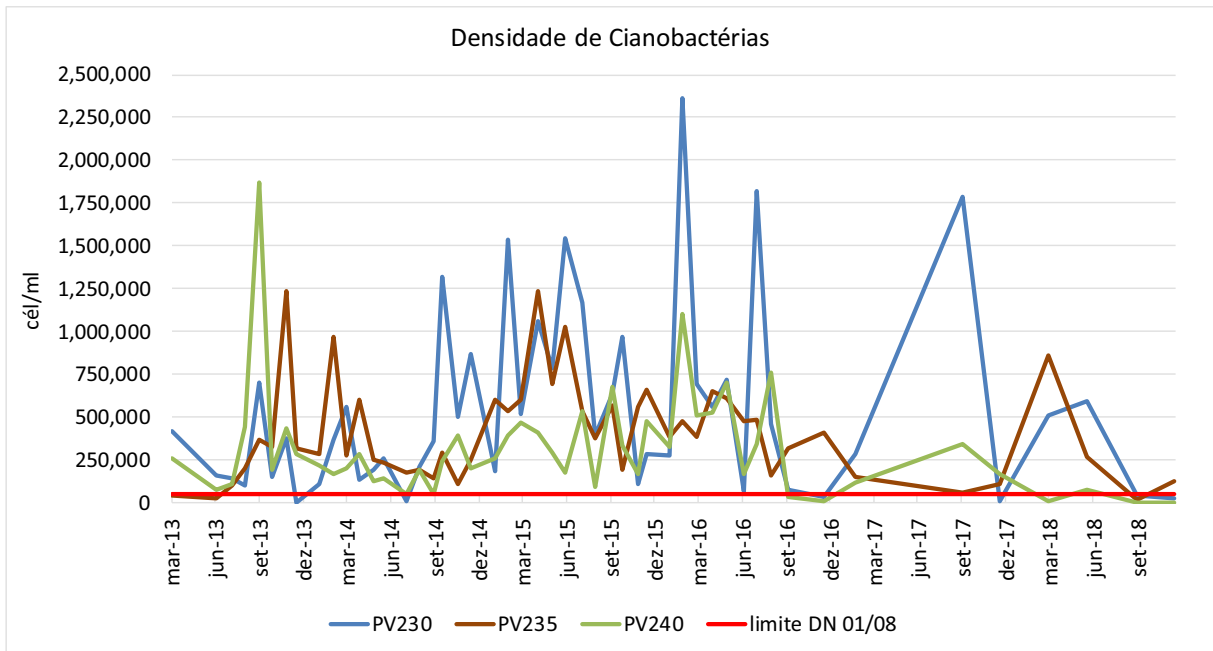


Figura 12: Série histórica dos dados de densidade de cianobactérias nas estações de amostragem localizadas na Lagoa da Pampulha.

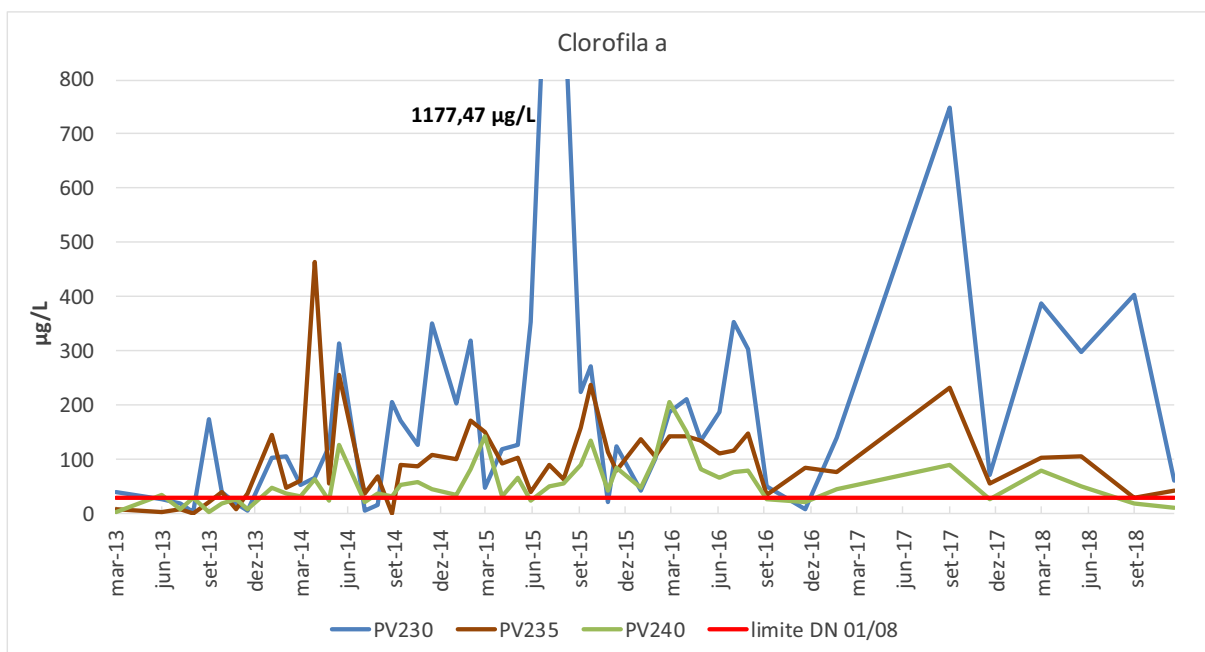


Figura 13: Série histórica dos dados de Clorofila-a nas estações de amostragem localizadas na Lagoa da Pampulha.

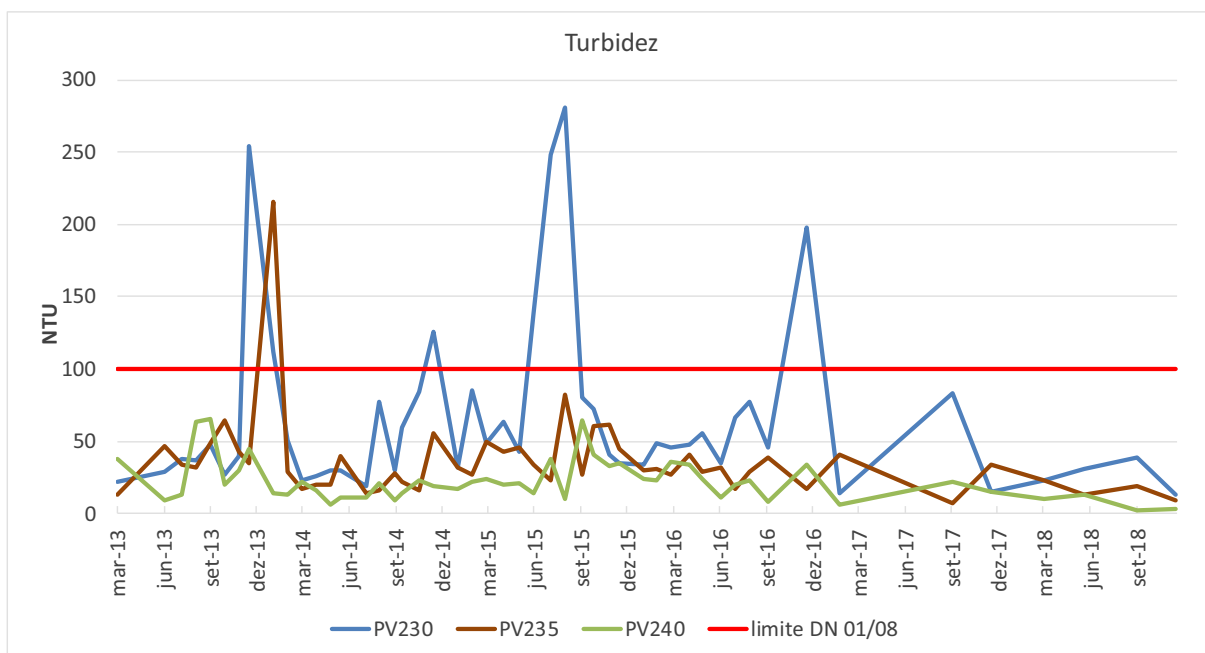


Figura 14: Série histórica dos dados de turbidez nas estações de amostragem localizadas na Lagoa da Pampulha.

Apesar dos picos de Clorofila-a e de densidade de cianobactérias apresentarem comportamentos parecidos, nem sempre ocorrem concomitantemente já que existem outros

grupos do fitoplâncton que também dominam o ambiente em determinado período, como verificado na Tabela 3 que apresenta o percentual de cianobactérias na comunidade fitoplantônica para cada mês e estação de monitoramento ao longo da série histórica do IGAM (outubro de 2013 a dezembro de 2018). A escala de cores na tabela representa o maior valor percentual em vermelho ao menor percentual em verde. A dominância das cianobactérias na comunidade fitoplantônica é alta, apesar de variável conforme o mês avaliado. A série histórica apresenta média de 68% de ocorrência de cianobactérias, tendo atingido dominância superior a 90% em 35 de 129 medições consideradas. Também foi verificado que a não dominância das cianobactérias (abaixo dos 25%) ocorreu em 21 das 129 medições.

Ao separar a série histórica pelos períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março) verifica-se que os meses de maior dominância no período seco ocorrem em abril, agosto e setembro. Os meses de agosto e setembro marcam o auge do período seco em que há o aumento das concentrações de nutrientes. Para o período chuvoso verifica-se que as cianobactérias apresentaram maior dominância nos meses de novembro e janeiro. Apesar da turbulência provocada pela ocorrência de chuvas torrenciais, eventos característicos dessa época do ano, as temperaturas elevadas associadas a um aumento da poluição difusa com carregamento de carga orgânica para dentro da Lagoa pelos tributários favorecem o surgimento das cianobactérias nos períodos de ausência de chuvas Belico *et al*, 2017).

É importante ressaltar que no período de abril de 2016 a março de 2018, tendo retornado em outubro de 2018, a prefeitura de Belo Horizonte iniciou um tratamento visando reduzir a carga orgânica e fósforo na Lagoa da Pampulha com a aplicação dos dois biorremediadores. Percebe-se que a dominância das cianobactéricas sofre queda a partir de maio de 2016 e se mantém baixa até o presente momento com exceção do mês de setembro de 2017, período em que o contrato de prestação de serviços da empresa que aplica o produto com a prefeitura de Belo Horizonte estava suspenso.

Tabela 3: Percentual de cianobactérias na comunidade fitoplantônica para cada mês e estação de monitoramento ao longo da série histórica do IGAM, outubro de 2013 a dezembro de 2018

| | | JAN | FEV | MAR | ABR | MAI | JUN | JUL | AGO | SET | OUT | NOV | DEZ |
|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|--------|
| 2013 | PV230 | | | | | | | | | | 43.1% | 99.2% | 0.0% |
| | PV235 | | | | | | | | | | 71.7% | 99.4% | 73.7% |
| | PV240 | | | | | | | | | | 55.1% | 33.8% | 93.6% |
| 2014 | PV230 | 53.1% | 23.5% | 19.6% | | 19.5% | 17.1% | 55.8% | 35.2% | 80.3% | 91.0% | 60.8% | 67.6% |
| | PV235 | 94.1% | 85.5% | 82.6% | | 76.0% | 72.5% | 80.7% | 89.4% | 64.0% | 81.8% | 90.7% | 75.8% |
| | PV240 | 94.7% | 88.9% | 92.4% | | 91.8% | 94.7% | 95.3% | 96.1% | 72.5% | 81.0% | 98.1% | 97.0% |
| 2015 | PV230 | 41.9% | 76.9% | 81.2% | 80.6% | 69.8% | 31.8% | 66.1% | 87.7% | 90.4% | 88.9% | 73.7% | 47.0% |
| | PV235 | 87.2% | 85.8% | 75.8% | 90.2% | 71.0% | 84.0% | 78.6% | 78.7% | 99.3% | 94.8% | 83.6% | 75.3% |
| | PV240 | 99.2% | 99.4% | 91.8% | 92.9% | 59.8% | 89.3% | 86.4% | 74.7% | 98.2% | 97.0% | 94.7% | 73.1% |
| 2016 | PV230 | 92.0% | 92.1% | 71.5% | 83.1% | 68.5% | 9.9% | 65.7% | 63.3% | | 89.5% | | 93.3% |
| | PV235 | 96.3% | 96.4% | 87.8% | 87.5% | 62.3% | 27.6% | 59.7% | 73.1% | | 55.3% | | 57.6% |
| | PV240 | 96.6% | 98.4% | 87.7% | 89.4% | 57.7% | 24.2% | 43.2% | 83.8% | | 7.5% | | 20.0% |
| 2017 | PV230 | | 51.3% | | | | | | | 25.0% | | | 3.8% |
| | PV235 | | 36.1% | | | | | | | 100.0% | | | 46.2% |
| | PV240 | | 41.9% | | | | | | | 100.0% | | | 45.7% |
| 2018 | PV230 | | | 32.8% | | | 8.6% | | | 1.4% | | | 15.46% |
| | PV235 | | | 3.2% | | | 24.6% | | | 5.8% | | | 5.08% |
| | PV240 | | | 0.9% | | | 24.9% | | | 0.0% | | | 2.50% |

A partir da estatística descritiva dos dados da série histórica do monitoramento do IGAM (Figuras 15 a 17) é possível verificar que há uma redução gradativa na concentração dos três parâmetros em direção à barragem, uma vez que na estação mais próxima da entrada dos córregos Ressaca e Sarandi (PV230) a concentração de Clorofila-a, da densidade de cianobactérias e da turbidez é mais elevada, reduzindo-se na medida em que se aproxima da saída do reservatório (PV235 e PV240). A elevada carga de esgotos que chega à Lagoa é assimilada pelos organismos nela presentes e parte é depositada ao longo do corpo de água o que diminui a poluição e concentração dos organismos fitoplantônicos na região próxima à saída do reservatório (IGAM, 2017).

Os valores de Clorofila-a e densidade de cianobactérias na Lagoa da Pampulha são elevados e violam os limites estabelecidos para corpos d'água de classe 2, em contrapartida verifica-se que os valores de turbidez não violaram, em sua maioria, o limite estabelecido para corpos d'água de classe 2, conforme Deliberação Normativa COPAM/CERH n° 01/2008.

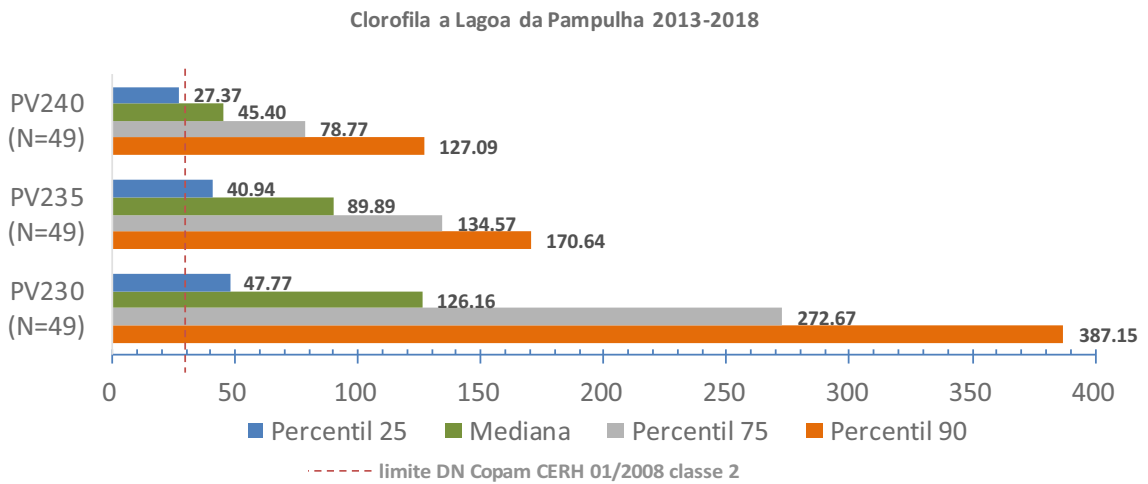


Figura 15: Estatística dos resultados de Clorofila-a na Lagoa da Pampulha, dos anos de 2013 a 2018.

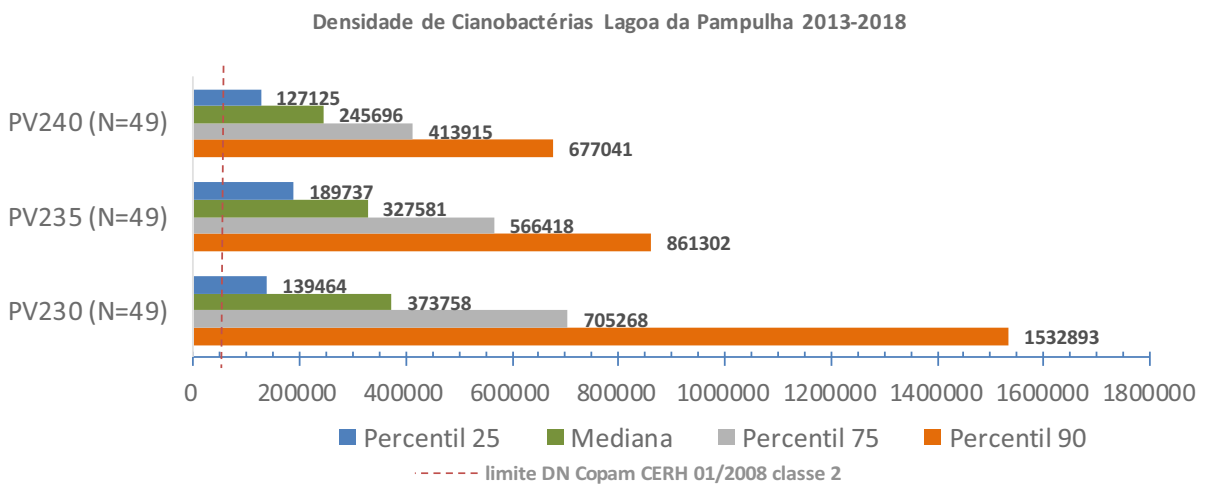


Figura 16: Estatística dos resultados de densidade de cianobactérias na Lagoa da Pampulha, dos anos de 2013 a 2018.

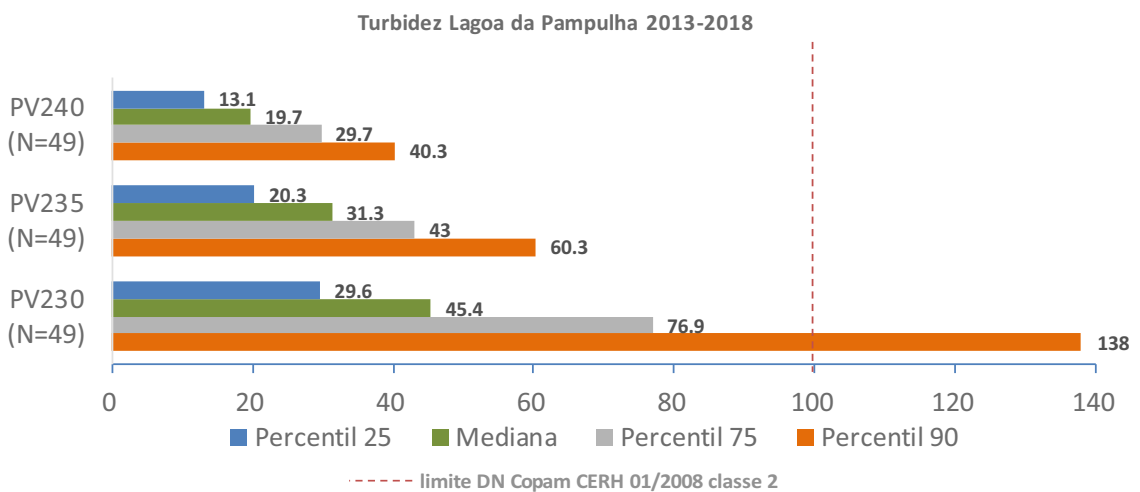


Figura 17: Estatística dos resultados de turbidez na Lagoa da Pampulha, dos anos de 2013 a 2018.

A Tabela 4 apresenta a análise da estatística temporal dos resultados de Clorofila-a, densidade de cianobactérias e turbidez das estações localizadas na Lagoa da Pampulha. Verifica-se a discrepância entre os conjuntos dos valores dos parâmetros na Lagoa da Pampulha em cada estação de monitoramento. A partir do coeficiente de variação calculado para cada estação e parâmetros é possível verificar a heterogeneidade do conjunto dos dados em que todos apresentam variação acima de 80% chegando a atingir 109% de variação para Clorofila-a na estação PV230, como exemplo.

Tabela 4: Estatísticas temporais dos resultados de Clorofila-a, densidade de cianobactérias e turbidez das estações localizadas na Lagoa da Pampulha.

| | Estação | Mínimo | Máximo | Média | Mediana | Desvio Padrão | Coeficiente de Variação |
|--------------------------------------|---------|--------|---------|--------|---------|---------------|-------------------------|
| Clorofila-a (µg/L) | PV230 | 3.20 | 1177.47 | 196.67 | 126.16 | 234.15 | 119% |
| | PV235 | 0.01 | 462.99 | 97.05 | 89.89 | 80.93 | 83% |
| | PV240 | 4.45 | 206.59 | 55.98 | 45.40 | 42.07 | 75% |
| Densidade de cianobactérias (cél/ml) | PV230 | 0 | 2365147 | 540296 | 373758 | 545099 | 101% |
| | PV235 | 14940 | 1235443 | 406670 | 327581 | 296074 | 73% |
| | PV240 | 0 | 1866763 | 315385 | 245696 | 317588 | 101% |
| Turbidez (NTU) | PV230 | 12.70 | 281.00 | 65.24 | 45.40 | 61.45 | 94% |
| | PV235 | 6.07 | 216.00 | 36.10 | 31.30 | 30.62 | 85% |
| | PV240 | 2.37 | 65.40 | 22.57 | 19.70 | 14.87 | 66% |

6.2. Qualidade dos Dados

A fim de avaliar a qualidade dos dados obtidos na campanha de campo foram verificadas as relações da turbidez e Clorofila-a adquiridas na campanha de campo e da turbidez e Clorofila-a da série histórica do IGAM; da turbidez medida em dois turbidímetros distintos; da turbidez e da profundidade medida no disco de Secchi; da turbidez e Clorofila-a.

Os valores de turbidez e Clorofila-a da série histórica do IGAM foram comparados com os valores adquiridos na campanha para as estações de coleta PV230, PV235, PV240. Os resultados de turbidez medidos no dia da campanha são mais baixos dos que os apresentados na série histórica do IGAM (Tabela 5). A amplitude dos valores de turbidez nos dados da série histórica do IGAM é influenciada, dentre outros fatores, pelas estações seca e chuvosa. A amostragem foi realizada no mês de abril, considerado o início do período seco, assim esperam-se valores baixos de turbidez. Ressalta-se que na campanha realizada no dia 27 de março, data de amostragem do IGAM, nos pontos em que se localizam a estações PV230, PV235 e PV240 a turbidez apresentou valores entre 9,74 e 22,7 NTU.

Tabela 5: Valores de turbidez nas estações PV230, PV235 e PV240

| Turbidez (NTU) | | | |
|-----------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Estação | Turb 1 | Turb 2 | IGAM |
| | 20/04/2018 | 20/04/2018 | 27/03/2018 |
| PV230 | 11.80 | 16.78 | 22.7 |
| PV235 | 4.16 | 6.06 | 13.1 |
| PV240 | 5.13 | 7.22 | 9.74 |

Com relação à Clorofila-a (Tabela 6) tanto os valores adquiridos na campanha quanto os valores da série histórica do IGAM apresentam grande amplitude de variação dos dados. Assim como nos resultados de turbidez, não foi verificada discrepância nos valores de Clorofila-a da amostragem realizada pelo IGAM na campanha no dia 27 de março e da amostragem realizada no dia 20 de abril.

Tabela 6: Valores de Clorofila-a nas estações PV230, PV235 e PV240

| Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) | | |
|---|--------------------|-------------------|
| Estação | 27/03/2018* | 20/04/2018 |
| PV230 | 387.15 | 402.20521 |
| PV235 | 102.261 | 71.3271429 |
| PV240 | 78.765 | 44.856 |

*Análise realizada pelo IGAM

Com relação à correlação dos valores de turbidez medidos em cada turbidímetro verificou-se um coeficiente de determinação alto, $R^2=0,95$, (Figura 18) indicando que os dados são comparáveis.

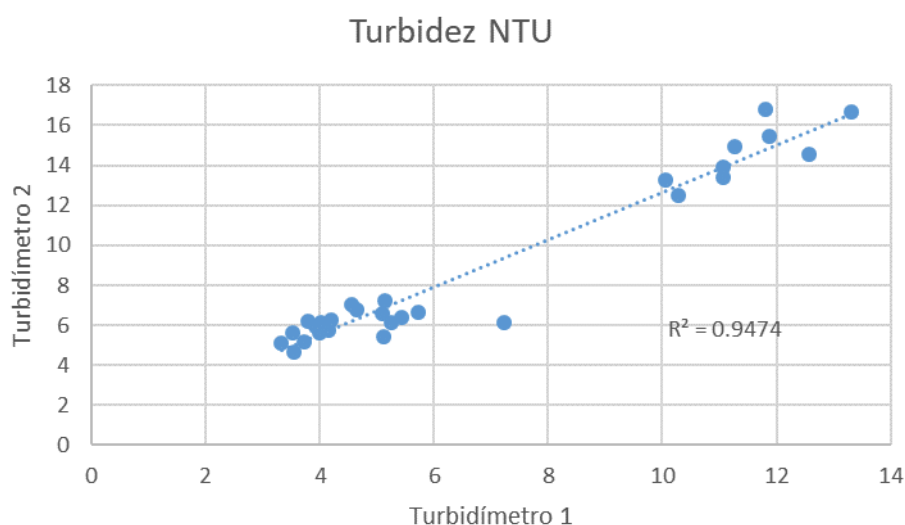


Figura 18: Correlação dos valores de turbidez medidos com turbidímetro 1 e 2

A correlação Secchi e turbidez apresentou coeficiente de determinação $R^2 = 0,75$ e $0,76$ indicando a compatibilidade dos valores obtidos. No gráfico (Figura 19) é possível visualizar que os dados estão separados em dois grupos (turbidez alta e valor de Secchi baixo e turbidez baixa e valor de Secchi alto). Espera-se que quanto maior a turbidez menor será a profundidade, medida em cm, em que se vê o disco de Secchi.

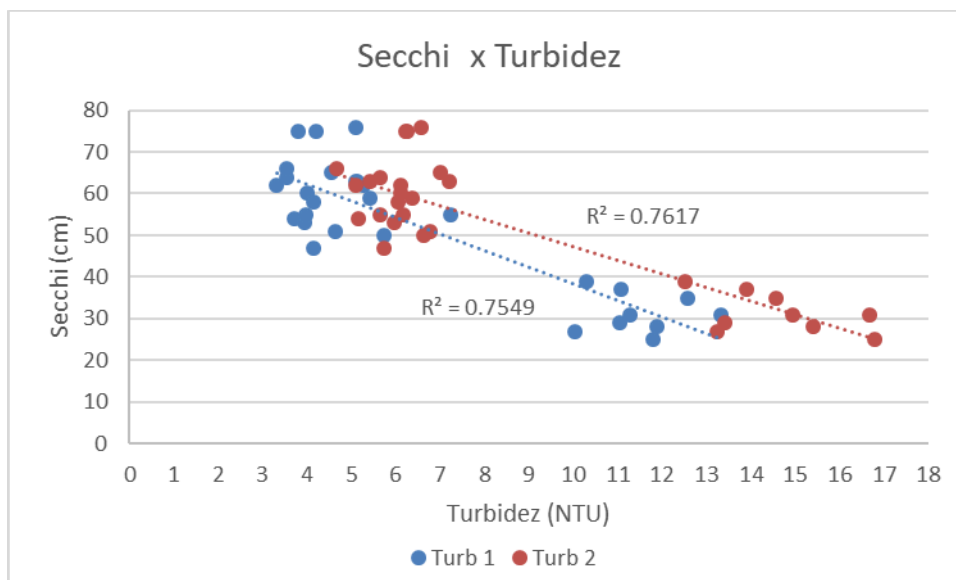


Figura 19: Correlação turbidez e Profundidade (disco de Secchi)

A correlação dos dados de Clorofila-a e turbidez (Figura 20) obtidos nas medições de campo apresentou $R^2 = 0,56$ o que indica menor compatibilidade dos dados obtidos. Em ambientes aquáticos com altas concentrações de Clorofila-a podem ocorrer valores baixos de turbidez. Além disso, a turbidez é influenciada por outras partículas em suspensão, o que faz com que a relação de Clorofila-a e turbidez não seja direta.

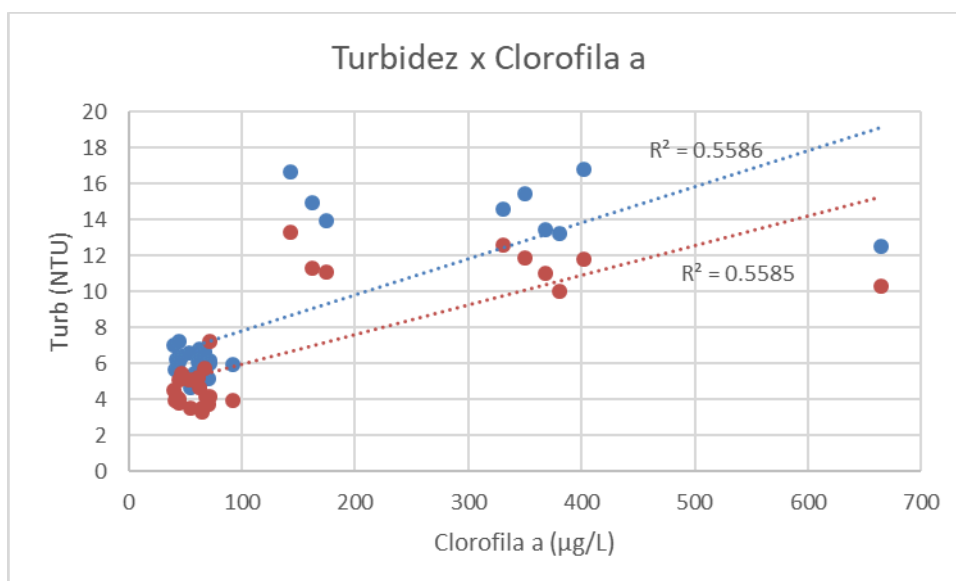


Figura 20: Correlação turbidez e Clorofila-a

6.3. Resultados das análises

A Tabela 7 apresenta um resumo dos parâmetros de qualidade de água da lagoa da Pampulha na campanha realizada em 20 de abril de 2018. Analisando a Tabela 7, nota-se a variabilidade entre os valores de Clorofila-a em toda a Lagoa. Os valores de CDOM (matéria orgânica colorida dissolvida) apresentam variação menor. Esse comportamento dos dados indica que a Lagoa é menos homogênea quando se trata da Clorofila-a e mais homogênea quando se trata de CDOM. Os valores de turbidez não são considerados elevados, salienta-se que as condições do tempo no dia da campanha (ausência de chuva e ventos fortes) favorecem a baixa turbidez. Contudo, a variação dos valores de profundidade observados pelo disco de Secchi mais uma vez evidencia a heterogeneidade da Lagoa indicando que a mesma possui, em alguns pontos, elevada carga de materiais em suspensão e/ou matéria orgânica. Os valores de pH e da temperatura da água são considerados normais e homogêneos.

Tabela 7: Estatística descritiva completa dos resultados de qualidade da água nas estações de amostragem localizadas na Lagoa da Pampulha.

| Parâmetros | Mín | Máx | Média | Mediana | Desvio Padrão | Coefficiente de Variação |
|---------------------------|------|-------|-------|---------|---------------|--------------------------|
| Clorofila-a (µg/L) | 40.1 | 664.0 | 142.7 | 62.6 | 150.3 | 105% |
| turbidez (NTU) | 3.3 | 13.3 | 6.7 | 5.1 | 3.4 | 50% |
| CDOM | 33.0 | 63.6 | 43.5 | 40.8 | 7.4 | 17% |
| Secchi (cm) | 25.0 | 76.0 | 51.6 | 55.0 | 15.3 | 30% |
| Temp (°C) | 23.5 | 28.9 | 26.4 | 26.7 | 1.5 | 6% |
| pH | 7.5 | 8.7 | 7.9 | 7.8 | 0.3 | 4% |

Ainda, no gráfico da Figura 21 verifica-se a variação dos valores de cada parâmetro e a posição dos pontos de monitoramento. A seta indica a direção do fluxo de água da Lagoa e dos pontos no sentido da Barragem. A exceção dos valores de temperatura que não apresentaram grande variação, em todos os demais parâmetros é possível visualizar no gráfico a diferença de comportamento dos valores do início da Lagoa até o ponto P04 e a partir do ponto P05 sentido barragem. Entre os pontos P04 e P05 existe uma barreira física que corresponde à cortina retentora de sedimentos. Os pontos localizados na primeira porção da Lagoa apresentam

resultados de pior qualidade da água. A condição de qualidade da água melhora na medida em que se aproxima da barragem.

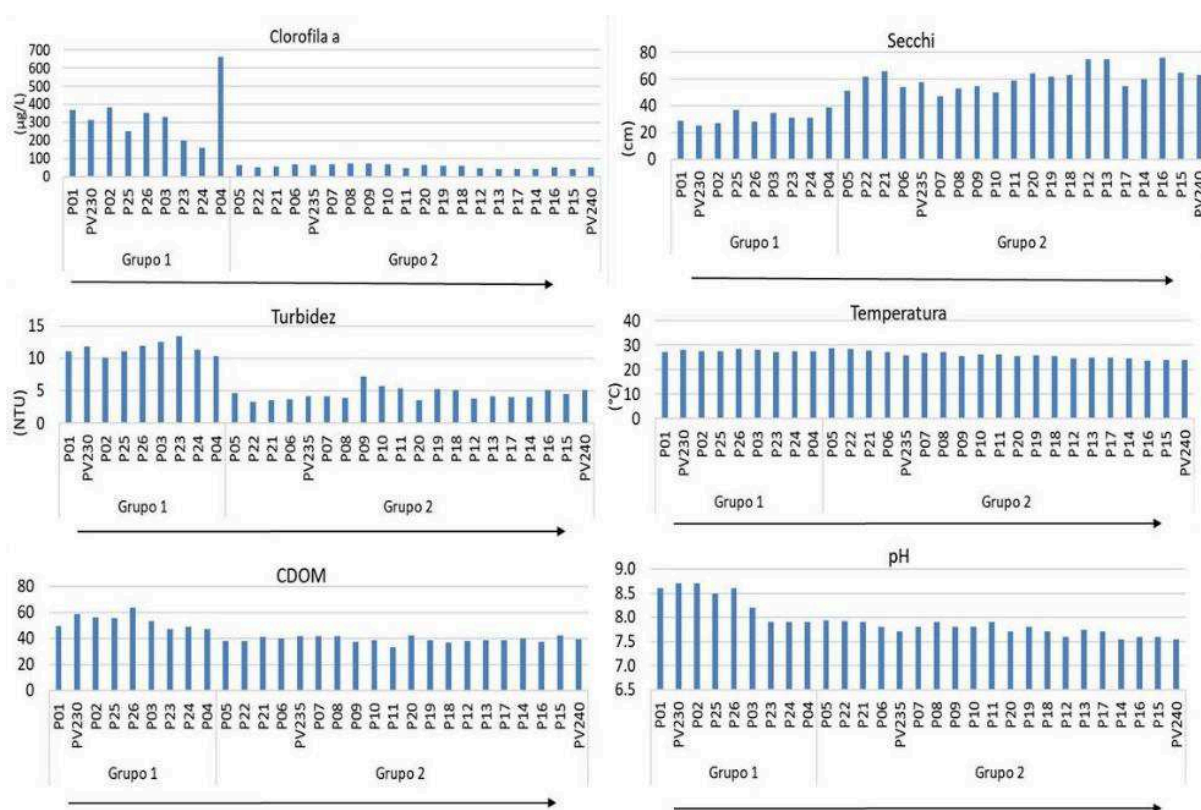


Figura 21: Valores de Clorofila-a, Secchi, turbidez, temperatura, CDOM e pH na Lagoa da Pampulha por estação amostral.

6.4. Variabilidade dos dados em função da cortina retentora de resíduos

A partir da análise dos dados de qualidade da água em cada um dos pontos de amostragem (Tabela 8), decidiu-se por separar os pontos de monitoramento a partir de um padrão de comportamento que pode ser dividido em dois grupos: os pontos localizados desde a entrada dos córregos Ressaca e Sarandi até a cortina retentora de resíduos e os pontos localizados após a cortina até a Barragem (Tabela 9).

Tabela 8: Dados de qualidade da água nos pontos de amostragem da Lagoa da Pampulha

| | Pontos | chlo -a | turbidez | CDOM | Secchi cm | Temp °C | pH |
|---|--------|---------|----------|-------|-----------|---------|------|
| Grupo 1 : pontos localizados antes da cortina | P23 | 198.57 | 13.32 | 47.40 | 31 | 27 | 7.9 |
| | P03 | 330.51 | 12.58 | 53.19 | 35 | 28 | 8.2 |
| | P26 | 350.12 | 11.87 | 63.64 | 28 | 28.6 | 8.6 |
| | PV230 | 312.24 | 11.80 | 58.44 | 25 | 28 | 8.7 |
| | P24 | 161.62 | 11.28 | 48.73 | 31 | 27.5 | 7.9 |
| | P25 | 252.89 | 11.07 | 55.50 | 37 | 27.5 | 8.5 |
| | P01 | 368.52 | 11.06 | 49.43 | 29 | 27.3 | 8.6 |
| | P04 | 664.01 | 10.29 | 47.16 | 39 | 27.5 | 7.9 |
| | P02 | 380.76 | 10.05 | 56.32 | 27 | 27.6 | 8.7 |
| grupo 2 : pontos localizados após cortina | P09 | 71.33 | 7.23 | 37.44 | 55 | 25.4 | 7.8 |
| | P10 | 66.77 | 5.73 | 38.53 | 50 | 26.3 | 7.8 |
| | P11 | 46.61 | 5.43 | 32.96 | 59 | 26.3 | 7.9 |
| | P19 | 61.73 | 5.26 | 38.62 | 62 | 26 | 7.8 |
| | PV240 | 49.25 | 5.13 | 39.14 | 63 | 24 | 7.54 |
| | P18 | 58.00 | 5.11 | 36.75 | 63 | 25.5 | 7.7 |
| | P16 | 53.09 | 5.09 | 37.64 | 76 | 23.5 | 7.6 |
| | P05 | 62.63 | 4.64 | 37.94 | 51 | 28.9 | 7.94 |
| | P15 | 40.12 | 4.55 | 42.38 | 65 | 24 | 7.6 |
| | P13 | 41.70 | 4.20 | 38.65 | 75 | 25 | 7.74 |
| | PV235 | 62.09 | 4.16 | 41.54 | 58 | 25.9 | 7.7 |
| | P07 | 68.10 | 4.15 | 41.77 | 47 | 26.7 | 7.8 |
| | P14 | 41.82 | 4.01 | 39.89 | 60 | 24.5 | 7.55 |
| | P17 | 40.96 | 3.99 | 38.81 | 55 | 24.8 | 7.7 |
| | P08 | 70.82 | 3.94 | 41.55 | 53 | 27 | 7.9 |
| | P12 | 44.78 | 3.79 | 38.12 | 75 | 24.7 | 7.6 |
| | P06 | 70.19 | 3.73 | 40.03 | 54 | 27 | 7.8 |
| P21 | 54.11 | 3.55 | 40.77 | 66 | 27.7 | 7.9 | |
| P20 | 62.38 | 3.53 | 42.18 | 64 | 25.6 | 7.7 | |
| P22 | 51.92 | 3.32 | 37.93 | 62 | 28.4 | 7.92 | |

O primeiro grupo contém os dados com os maiores valores de turbidez, Clorofila-a, CDOM e com a menor profundidade do disco de Secchi, enquanto o segundo grupo apresenta dados de qualidade da água um pouco melhores. Como exemplo, os dados do primeiro grupo abrangem os valores de Clorofila-a entre 161,62 e 664 µg/L e turbidez entre 10 e 13,3 NTU. Os valores de Clorofila-a do primeiro grupo apresentam o maior desvio padrão (136,5 µg/L) e coeficiente de variação de 41%. Os demais parâmetros do grupo 1 apresentam amplitude mais baixa, com medianas próximas à média, desvio padrão e coeficiente de variação baixos, este último abaixo de 25% o que indica a homogeneidade dos dados.

Verifica-se que os valores dos parâmetros do segundo grupo são mais baixos, com exceção da profundidade medida no disco de Secchi que é mais alta, como exemplo citam-se os valores entre 40 e 71,3 µg/L de Clorofila-a e turbidez entre 3,3 e 7,2 NTU. Os valores de

Clorofila-a e turbidez apresentam a maior variação do segundo grupo, contudo, o coeficiente de variação dos parâmetros está abaixo de 25% o que indica homogeneidade dos valores. Ainda, o coeficiente de variação dos parâmetros turbidez e temperatura são mais altos no grupo 2 em comparação ao grupo 1. Entende-se que o grupo 2 possui um número maior de pontos e também maior área de abrangência na Lagoa da Pampulha (Figura 11), estando os seus pontos dispostos não só na porção central, como também nos braços da Lagoa e em locais de profundidade variando entre 1,5 m a partir da cortina retentora de sedimentos até aproximadamente 17 m na região da barragem (Consórcio Pampulha Viva, 2016). Essa disposição dos pontos explica a maior variação dos valores de turbidez e temperatura no grupo 2.

A possibilidade de divisão da qualidade dos dados em dois grupos indica que a Lagoa possui áreas com dinâmicas distintas caracterizadas não só pelas áreas de menor movimentação do corpo d'água, no caso dos braços da Lagoa, como também nas áreas antes e após a cortina de retenção de sedimentos. Nesse sentido, entende-se que o estudo da Lagoa deve ser subdividido de acordo com a especificidade de cada área.

Tabela 9: Estatística descritiva completa dos resultados de qualidade da água nas estações de amostragem localizadas na Lagoa da Pampulha.

| | Parâmetros | Mín | Máx | Média | Mediana | Desvio Padrão | Coefficiente de Variação |
|------------------|-----------------------|------------|------------|--------------|----------------|----------------------|---------------------------------|
| Grupo 1 : pontos | chlo-a (µg/L) | 161.6 | 664.0 | 335.5 | 330.5 | 136.5 | 41% |
| | turbidez (NTU) | 10.1 | 13.3 | 11.5 | 11.3 | 1.0 | 9% |
| | CDOM | 47.2 | 63.6 | 53.3 | 53.2 | 5.3 | 10% |
| | Secchi (cm) | 25.0 | 39.0 | 31.3 | 31.0 | 4.5 | 14% |
| | Temp (°C) | 27.0 | 28.6 | 27.7 | 27.5 | 0.4 | 2% |
| | pH | 7.9 | 8.7 | 8.3 | 8.5 | 0.3 | 4% |
| Grupo 2 : pontos | chlo-a (µg/L) | 40.1 | 71.3 | 55.9 | 56.1 | 10.6 | 19% |
| | turbidez (NTU) | 3.3 | 7.2 | 4.5 | 4.2 | 0.9 | 20% |
| | CDOM | 33.0 | 42.4 | 39.1 | 38.7 | 2.2 | 6% |
| | Secchi (cm) | 47.0 | 76.0 | 60.7 | 61.0 | 8.0 | 13% |
| | Temp (°C) | 23.5 | 28.9 | 25.9 | 25.8 | 1.4 | 6% |
| | pH | 7.5 | 7.9 | 7.7 | 7.8 | 0.1 | 2% |

6.5. Avaliação dos espectros

Nos gráficos das figuras 22 a 24, cada linha representa o comportamento espectral da água da Lagoa da Pampulha em cada um dos pontos coletados antes e após a correção dos efeitos de glint (reflexão especular da luz na água em direção ao sensor). Após a correção houve

redução dos valores da reflectância de sensoriamento remoto sem alterar as características da curva espectral.

Há um grupo maior de amostras que apresentam valores de reflectância mais baixos (0,05 a 0,1) e também outro grupo com valores de reflectância mais elevados (0,12 a 0,3) em quatro amostras. Esses pontos correspondem aos locais mais próximos do despejo de carga orgânica, lixo e nutrientes oriundos dos esgotos domésticos (P01, P02 e P26) e também ao ponto mais próximo à cortina retentora de sedimentos e lixo (P04). Conclui-se que esses pontos podem ser os mais sensíveis às alterações provocadas pelo excesso de poluentes da Lagoa, uma vez que os valores de reflectância se distanciam dos demais.

Verifica-se nos espectros uma curva de absorção entre 670 nm a 675 nm e dois picos de reflectância localizados entre 550 nm a 560 nm e outro em 710 nm. Sendo esse comportamento característico da presença de Clorofila-a nas águas, conforme apresentado em Lobo *et al* (2009) e Gitelson (1992).

Também é possível identificar um pico de reflectância em aproximadamente 720 nm, principalmente nos espectros com valores de reflectância mais altos, o que pode estar relacionado à presença de sedimentos em suspensão, uma vez que o aumento da concentração de sólidos em suspensão provoca o deslocamento do máximo de reflectância em direção a comprimentos de onda mais longos (Meneses & Almeida, 2012). Contudo, o pico de reflectância em 650 nm e curva em 860 nm não está evidente nos espectros. Esse comportamento espectral está dentro do esperado, uma vez que os valores de turbidez obtidos nas análises são considerados baixos.

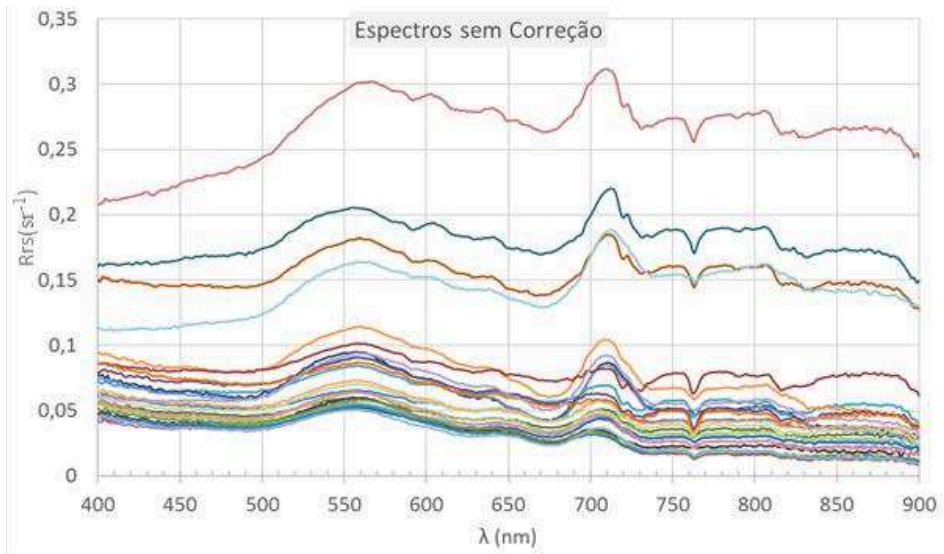


Figura 22: Comportamento espectral da água da Lagoa da Pampulha nos pontos coletados antes da correção dos efeitos de glint.

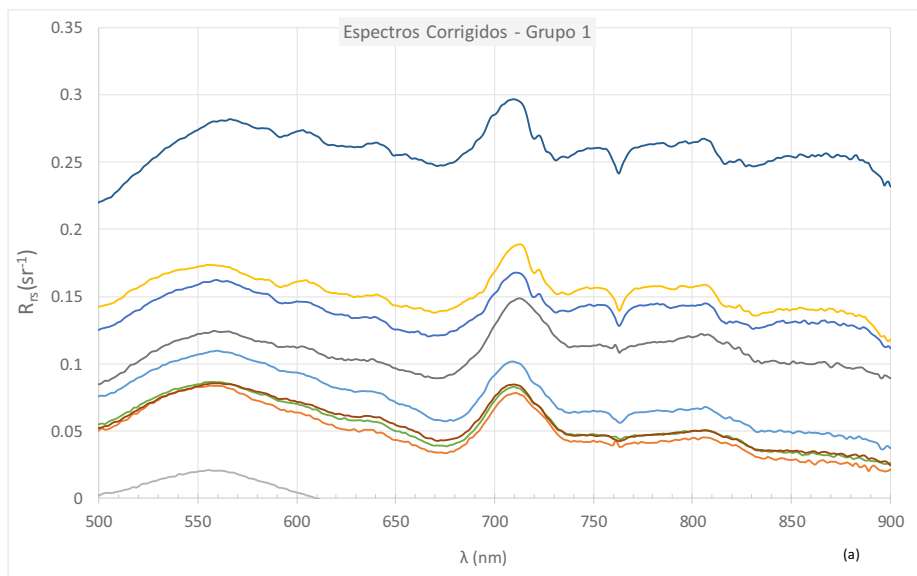


Figura 23: Comportamento espectral da água da Lagoa da Pampulha, com a correção dos efeitos de glint, nos pontos coletados antes da cortina retentora de resíduos

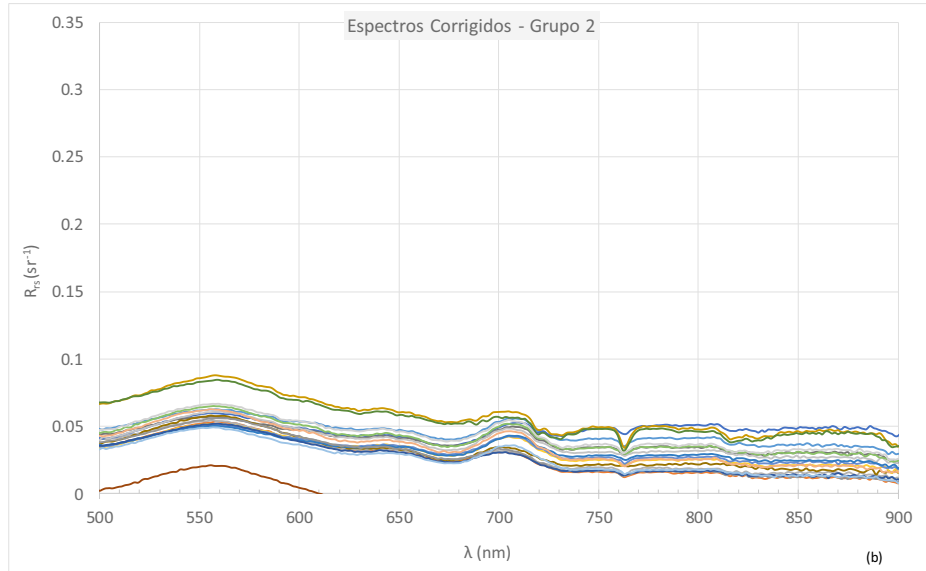


Figura 24: Comportamento espectral da água da Lagoa da Pampulha, com a correção dos efeitos de glint, nos pontos coletados após a cortina retentora de resíduos

6.6. Modelo Clorofila-a

Os espectros foram aplicados aos modelos após a correção dos efeitos de glint. Foram testadas várias combinações de comprimentos de onda (λ_1 e λ_2) com base no que foi apresentado em Gitelson *et al* (2003) e Mistha & Mishra (2012), conforme Equações 3,4 e 5, mantendo apenas inalterado o terceiro comprimento de onda λ_3 em 750 nm. Também foi considerado o λ_2 em 705 nm conforme apresentado em Watanabe *et al* (2018).

Assim, os valores espectrais correspondentes aos conjuntos de comprimentos de onda λ_1 e λ_2 : 670,710; 665,710; 670,708; 665,708; 670,705 e 665,705 foram aplicados nas equações dos modelos de duas Bandas, NDCI e três Bandas para verificar qual retornaria a melhor correlação entre os espectros resultantes e os valores de Clorofila-a. Os resultados das correlações são apresentados na Tabela 10. Os valores destacados em verde indicam o melhor coeficiente de determinação.

Tabela 10: Resultado da correlação linear dos modelos de 2 Bandas, NDCI e 3 Bandas e os valores de Clorofila-a

| Valores Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) | Combinações bandas (λ_1 e λ_2)* | | | | | | |
|---|---|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------|
| | 670,710 | 665,710 | 670,708 | 665,708 | 670,705 | 665,705 | |
| 161 - 664 | $R^2 = 0,1783$ | $R^2 = 0,1768$ | $R^2 = 0,1626$ | $R^2 = 0,1559$ | $R^2 = 0,1488$ | $R^2 = 0,1391$ | 2 Bandas |
| 40 - 664 | $R^2 = 0,0218$ | $R^2 = 0,0455$ | $R^2 = 0,0113$ | $R^2 = 0,0278$ | $R^2 = 0,0023$ | $R^2 = 0,0111$ | |
| 40 - 71 | $R^2 = 0,6151$ | $R^2 = 0,6668$ | $R^2 = 0,564$ | $R^2 = 0,6356$ | $R^2 = 0,5584$ | $R^2 = 0,6439$ | |
| 161 - 664 | $R^2 = 0,5749$ | $R^2 = 0,5651$ | $R^2 = 0,5754$ | $R^2 = 0,5671$ | $R^2 = 0,5642$ | $R^2 = 0,5565$ | NDCI |
| 40 - 664 | $R^2 = 0,0886$ | $R^2 = 0,1317$ | $R^2 = 0,0709$ | $R^2 = 0,1128$ | $R^2 = 0,0442$ | $R^2 = 0,0817$ | |
| 40 - 71 | $R^2 = 0,6267$ | $R^2 = 0,6799$ | $R^2 = 0,5748$ | $R^2 = 0,648$ | $R^2 = 0,5608$ | $R^2 = 0,6492$ | |
| 161 - 664 | $R^2 = 0,5292$ | $R^2 = 0,5081$ | $R^2 = 0,5305$ | $R^2 = 0,5117$ | $R^2 = 0,5246$ | $R^2 = 0,5087$ | 3 Bandas |
| 40 - 664 | $R^2 = 0,1561$ | $R^2 = 0,2031$ | $R^2 = 0,1424$ | $R^2 = 0,1897$ | $R^2 = 0,1156$ | $R^2 = 0,1616$ | |
| 40 - 71 | $R^2 = 0,5204$ | $R^2 = 0,544$ | $R^2 = 0,5168$ | $R^2 = 0,5477$ | $R^2 = 0,5316$ | $R^2 = 0,5696$ | |

* Para o modelo de 3 bandas também foi utilizado o λ_3 em 750 nm

A pior correlação foi obtida quando se utilizaram todos os valores de Clorofila-a (entre 40 $\mu\text{g/L}$ e 664 $\mu\text{g/L}$) em único grupo, sendo o maior valor de $R^2=0,2031$ para o modelo de 3 bandas e utilizando a combinação de $\lambda_1 = 665$ nm, $\lambda_2=710$ nm e $\lambda_3 = 750$ nm. Conforme apresentado na discussão da qualidade dos dados do capítulo anterior, os pontos de monitoramento da Lagoa da Pampulha estão divididos em dois grupos com dinâmicas distintas o que justifica a baixa correlação. Assim, optou-se pelo uso de algoritmos diferenciados para cada parte da lagoa considerando a separação provocada pela cortina retentora de sedimentos.

Ao separar os valores de Clorofila-a em dois conjuntos de dados: grupo 1, pontos localizados antes da cortina retentora de sedimentos (valores de Clorofila-a entre 161 $\mu\text{g/L}$ a 664 $\mu\text{g/L}$) e grupo 2, pontos localizados após a cortina retentora de sedimentos (valores de Clorofila-a entre 40 $\mu\text{g/L}$ a 71 $\mu\text{g/L}$) observa-se uma melhora na correlação. Para o primeiro grupo, a melhor correlação ($R^2 = 0,5671$) foi observada com o NDCI utilizando a combinação de $\lambda_1 = 665$ nm, $\lambda_2=708$ nm. Para o segundo grupo, a melhor correlação foi observada também com o NDCI ($R^2 = 0,6799$) utilizando a combinação de $\lambda_1 = 665$ nm, $\lambda_2=710$ nm. Os pontos com os valores de Clorofila-a de menor concentração (valores até 71 $\mu\text{g/L}$) apresentaram a melhor correlação com os espectros.

O RMSE foi calculado para os modelos cuja correlação retornou o melhor valor de R^2 para cada um dos dois conjuntos de valores de Clorofila-a (Figura 25).

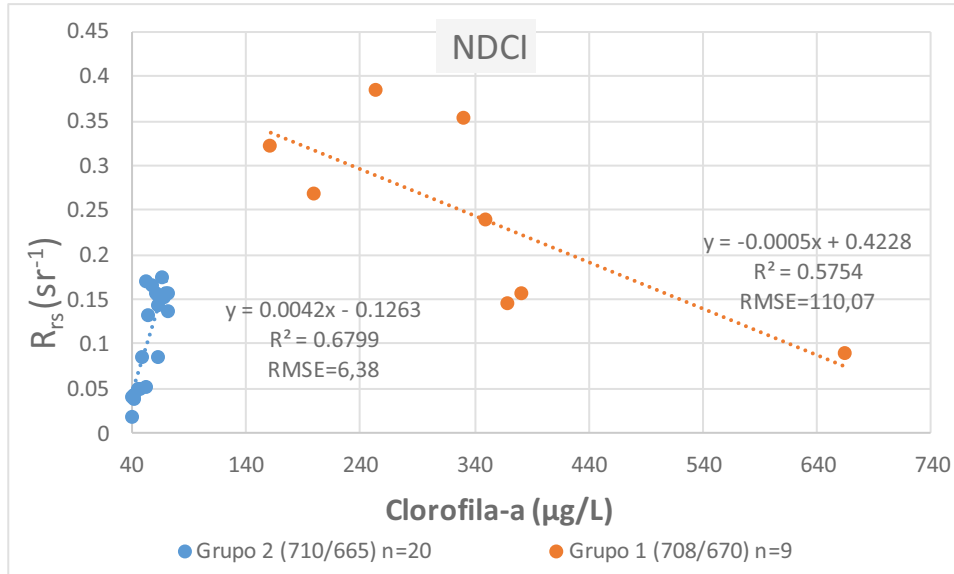


Figura 25: Modelo de regressão utilizando o NDCI e os conjuntos de dados dos grupos 1 e 2

Apesar do índice NDCI ter apresentado a melhor correlação com os valores de Clorofila-a, as correlações são consideradas baixas. Também há grande desvio entre o observado e os valores previstos, o que pode ser verificado com os valores de RMSE (110,07 $\mu\text{g/L}$ para o grupo 1 e 6,38 $\mu\text{g/L}$ para o grupo 2). Pela pouca correspondência do modelo não foi realizada a etapa da validação. O excesso de lixo, de carga orgânica e de material particulado oriundos dos córregos e poluição difusa pode ter interferido no modelo, sobretudo na primeira parte da Lagoa. Também, seria necessário um volume maior de dados, além de mais coletas realizadas em outros períodos climáticos para que os modelos fossem mais representativos. Por esse motivo o algoritmo não foi aplicado nas imagens.

6.7. Modelo turbidez

Para o modelo de turbidez os valores espectrais correspondentes aos centros de bandas no verde (B3), vermelho (B4) e Infravermelho próximo (B5) simulados do sensor OLI do *Landsat-8* foram relacionados aos valores de turbidez obtidos em laboratório para verificar quais retornariam a melhor correlação entre os espectros resultantes e os valores de turbidez. Os resultados das correlações são apresentados no gráfico da Figura 26.

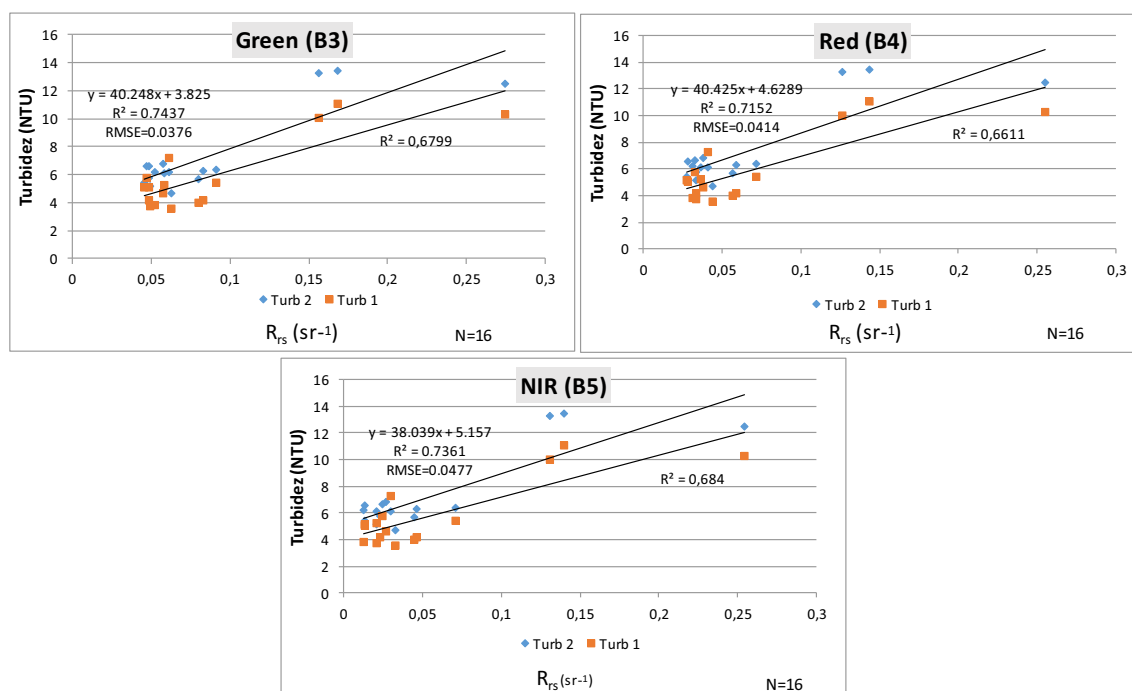


Figura 26: Modelos de regressão utilizando as bandas simuladas no verde, vermelho e infravermelho próximo e os valores de turbidez.

Optou-se por não fazer a separação dos valores de turbidez em dois grupos, da forma como foi feito para os valores de Clorofila-a, já que a correlação com os dados selecionados para construção do modelo foi mais alta. Os valores de turbidez medidos com o segundo turbidímetro apresentaram melhor correlação com as bandas simuladas. A melhor correlação foi encontrada com a banda simulada no verde (B3) apresentando coeficiente de determinação $R^2 = 0,743$ para o grupo de turbidez medido com o turbidímetro 2 e $RMSE = 0,037$ NTU. A correlação apresentou-se similar ($R^2 = 0,736$; $RMSE = 0,0477$ NTU) com a banda simulada no Infravermelho Próximo (B5). A correlação menos significativa foi verificada na banda do Vermelho (B4) que apresentou coeficiente $R^2 = 0,715$ para o grupo de turbidez medido com o turbidímetro 2 e $RMSE = 0,041$ NTU.

Contudo, na etapa da validação (Figura 27) verificou-se que, para as três faixas espectrais, o modelo respondeu bem apenas aos valores de turbidez com concentração de até 7 NTU, subestimando os valores previstos. Os erros calculados para cada uma das três bandas ($B3 = 3,714$; $B4 = 4,014$ e $B5 = 4,142$) demonstram que o modelo apresenta um desvio entre o observado e os valores previstos. Supõe-se novamente que o excesso de lixo, carga orgânica e material particulado possam ter interferido no modelo. Os valores de turbidez abaixo de 7 NTU não são representativos da Lagoa e o modelo, portanto, não foi satisfatório para ser aplicado nas imagens.

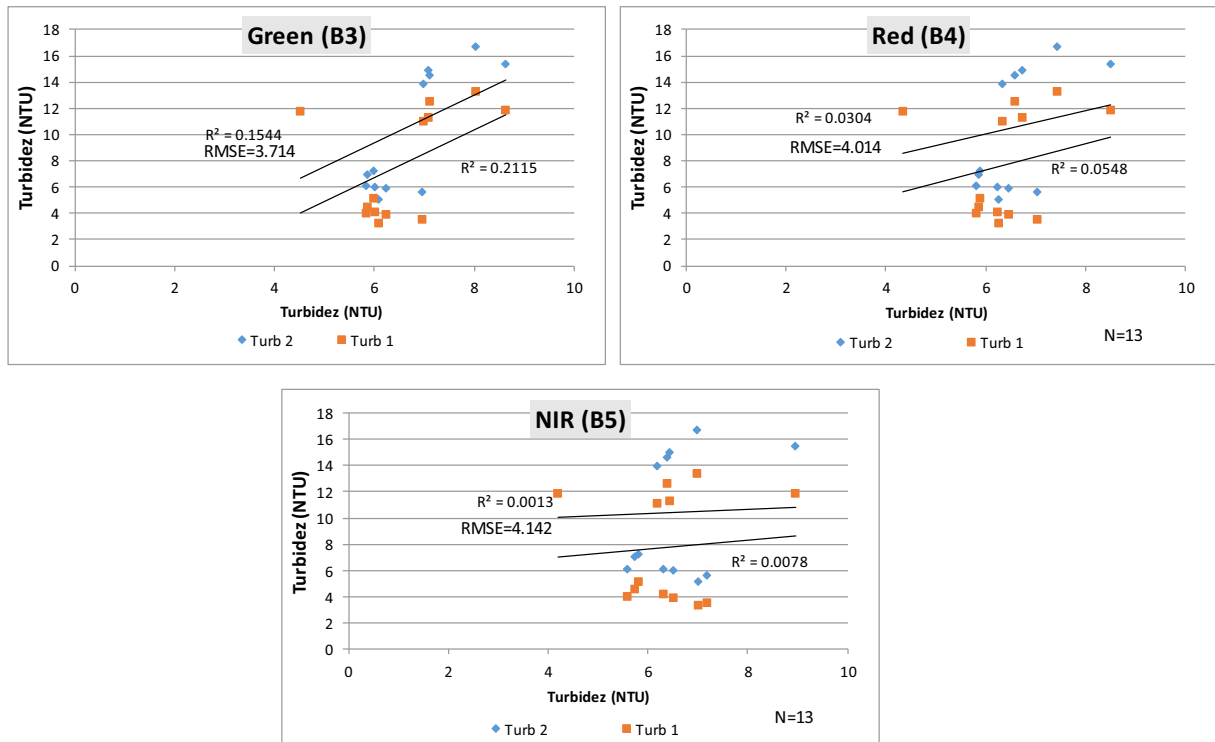


Figura 27: Validação dos modelos de regressão.

6.8. Análise da série temporal de imagens Landsat-8

A frequência de pontos acima do limiar foi calculada a fim de identificar se durante a série histórica das imagens ocorreu alguma alteração anormal dos valores de turbidez, o que poderia indicar uma fonte de poluição pontual que não fosse as originadas dos córregos Ressaca e Sarandi. Foi estabelecido um limiar de resposta de 0.15 a partir do qual a reflectância da água é indicativa de baixa qualidade, ou seja, todos os locais apresentando valores de reflectância superiores a 0.15 na região do Infravermelho próximo são considerados suspeitos de receberem algum tipo de lançamento de esgotos.

A imagem da área de estudo do monitoramento realizado é composta de um total de 10.374 pixels. A Tabela 11 resume as informações de pixels críticos em quantidade e em percentual em que é possível verificar que em 78,83% da Lagoa não há valores acima do limiar. Os valores com percentual mais significativo acima do limiar (11,51%) ocorreram em duas imagens, do total de 37 imagens. Considera-se que a frequência acima de 5 não é significativa já que corresponde a 4.15% do percentual da ocorrência. Ainda, os valores com frequência 37 ou próximas desse valor correspondem aos efeitos de borda da imagem e também aos valores atribuídos à ilha dos Amores, localizada na Lagoa da Pampulha.

Tabela 11: Frequência dos pixels acima do limiar em quantidade e em percentual

| Frequência | Total Pixel | Percentual |
|-------------------|--------------------|-------------------|
| 0 | 8178 | 78.83% |
| 1 | 493 | 4.75% |
| 2 | 701 | 6.76% |
| 3 | 395 | 3.81% |
| 4 | 177 | 1.71% |
| 5 | 78 | 0.75% |
| 6 | 36 | 0.35% |
| 7 | 19 | 0.18% |
| 8 | 13 | 0.13% |
| 9 | 15 | 0.14% |
| 10 | 11 | 0.11% |
| 11 | 14 | 0.14% |
| 12 | 9 | 0.09% |
| 13 | 8 | 0.08% |
| 14 | 10 | 0.10% |
| 15 | 10 | 0.10% |
| 16 | 7 | 0.07% |
| 17 | 6 | 0.06% |
| 18 | 6 | 0.06% |
| 19 | 12 | 0.12% |
| 20 | 9 | 0.09% |
| 21 | 5 | 0.05% |
| 22 | 5 | 0.05% |
| 23 | 4 | 0.04% |
| 24 | 8 | 0.08% |
| 25 | 5 | 0.05% |
| 26 | 3 | 0.03% |
| 27 | 4 | 0.04% |
| 28 | 10 | 0.10% |
| 29 | 3 | 0.03% |
| 30 | 5 | 0.05% |
| 31 | 7 | 0.07% |
| 32 | 3 | 0.03% |
| 33 | 6 | 0.06% |
| 34 | 5 | 0.05% |
| 35 | 15 | 0.14% |
| 36 | 35 | 0.34% |
| 37 | 44 | 0.42% |
| TOTAL | 10374 | 100% |

A partir do gráfico (Figura 28) também é possível verificar que a frequência de ocorrência dos valores acima do limiar é baixa com um pico mais significativo na frequência 2.

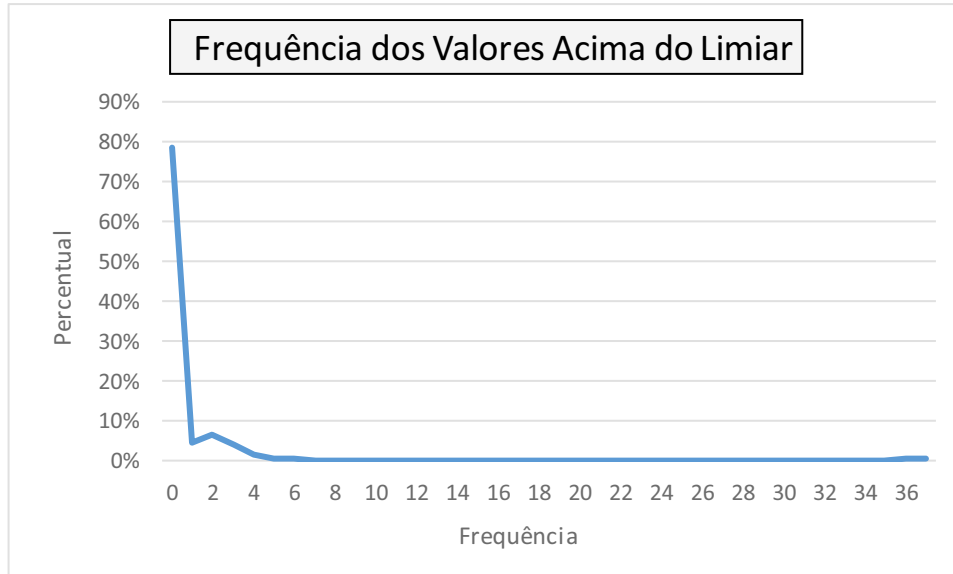


Figura 28: Frequência de ocorrência dos valores acima do limiar

A Figura 29 apresenta o mapa da distribuição espacial das regiões críticas, onde as maiores frequências de valores acima do limiar estabelecido (0,15) são mostradas em graduação decrescente para os tons mais escuros e os pontos menos críticos, de menores frequências são mostrados em tons claros. As áreas mais escuras ao redor da Lagoa da Pampulha podem ser atribuídas aos efeitos de borda da imagem. Verifica-se que a ocorrência dos valores acima do limiar se concentra como o esperado, ou seja, na entrada dos córregos Ressaca e Sarandi até o a rede de contenção. Além dessa área, verifica-se a ocorrência de frequências mais altas em uma área de acesso de barcos, Museu de Arte da Pampulha e em locais onde naturalmente formam-se remansos, tais como próximo à Barragem e a entrada do córrego Mergulhão. Devido à baixa frequência de valores acima do limiar, entende-se que as fontes poluidoras estão mais concentradas e são devidas às cargas lançadas pelos afluentes da Lagoa.

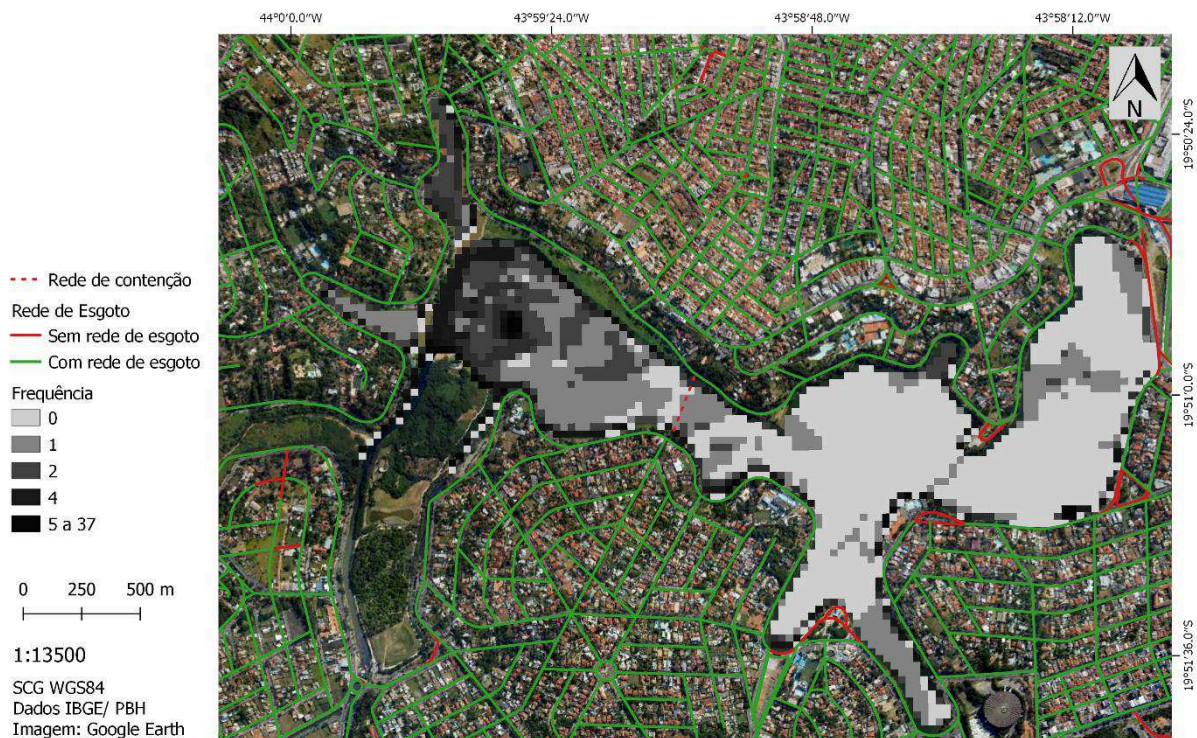


Figura 29: Mapa da distribuição espacial das regiões críticas

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Lagoa da Pampulha, por estar inserida em um contexto urbano, é um ambiente complexo, pois recebe uma carga elevada de poluentes oriundos dos seus tributários e da poluição difusa. A dinâmica desse ambiente também é influenciada pelos eventos de chuva e períodos de seca.

A heterogeneidade da Lagoa foi constatada a partir da análise dos dados da série histórica do IGAM e pelas análises realizadas para a execução deste estudo. A Clorofila-a e a turbidez são os parâmetros que mais apresentaram variação sendo então bons indicadores da dinâmica e poluição da Lagoa. Ademais, o estudo do parâmetro fósforo total para caracterização limnológica da área de estudo também pode ser acrescentado de forma a complementar os resultados obtidos com a análise da Clorofila-a.

A instalação de equipamentos físicos para evitar que a poluição chegue à barragem (cortina retentora de turbidez) divide a Lagoa em dois ambientes distintos, um com maior carga de detritos e outro com menor poluição. Esses dois ambientes devem ser levados em conta quanto à qualidade da água.

Entende-se que, para reforçar as conclusões do estudo, seria necessário trabalho de campo mais intenso para coleta de amostras em diferentes épocas do ano, considerando os períodos seco e chuvoso, de forma a abranger universo maior de dados consistentes para a

construção dos modelos. Também, devem ser pensados em algoritmos diferentes para cada ambiente criado pela divisão da Lagoa através da cortina retentora.

As frequências de valores mais altos de turbidez que indicam qualidade ruim da água se concentram na entrada dos córregos Ressaca e Sarandi até a rede de contenção e em locais onde naturalmente formam-se remansos, tais como próximo à barragem e na entrada do córrego Mergulhão. A baixa frequência de valores acima do limiar indica que as fontes poluidoras estão mais concentradas e são devidas às cargas lançadas pelos afluentes da Lagoa. Contudo, acredita-se que o modelo de turbidez necessita de aperfeiçoamentos adicionais. Um modelo mais robusto para a turbidez, assim como, a identificação do limiar adequado para ser aplicado à série temporal pode demonstrar as regiões influenciadas ou não por cargas não advindas dos córregos.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADS. (2019). Acesso em 05 de 05 de 2019, disponível em ASD: <https://www.malvernpanalytical.com/en/products/product-range/asd-range/fieldspec-range/handheld-2-hand-held-vnir-spectroradiometer>.
- Agha, R., Cirés, S., Wörmer, L., Domínguez, J., & Quesada, A. (2012). Multi-scale strategies for the monitoring of freshwater cyanobacteria: reducing the sources of uncertainty. *Water Research*, 46, 3043-3053.
- Amore, D. J., Jorge, D. S., Ogashawara, I., & Stech, J. L. (2015). Geração de um modelo semi-empírico para quantificação de floração de cianobactéria no reservatório de Guarapiranga por meio de imagens MODIS. In: *SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO*.
- Andrade, E., Araújo, L., Rosa, M., Gomes, R., & Lobato, F. (2007). Fatores determinantes da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú. *Ciência Rural*, 37(6), 1791-1797.
- Augusto-Silva, P., Ogashawara, I., Barbosa, C., De Carvalho, L., Jorge, D., Fornari, C., & Stech, J. (2014). Analysis of MERIS Reflectance Algorithms for Estimating Chlorophyll-a Concentration in a Brazilian Reservoir. *Remote Sensing*, 11689-11707.
- Barbosa, C., Novo, E., & Martins, V. (2019). *Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos: princípios e aplicações*. (1ª ed.). São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.
- Belico, J. C., Silva, T. F., Giani, A., Figueredo, C., Ambrozio, L., & Nascimento, N. O. (2017). Impacto de eventos chuvosos na dinâmica físico-química em reservatórios urbanos, estudo de caso: lagoa da Pampulha. *XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*.
- Bernardo, N., Watanabe, F., Rodrigues, R., & Alcântara, E. (2017). Atmospheric correction issues for retrieving total suspended matter concentrations in inland waters using OLI/Landsat-8 image. *Advances in Space Research*, 59(9), 2335-2348.
- Bollmann, H. A., Carneiro, C., & Pergorini, E. S. (2005). Qualidade da Água e Dinâmica de Nutrientes. Em C. ANDREOLI, & C. CARNEIRO, *Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados* (pp. 213-270). Curitiba: Gráfica Capital.
- Branco, C. W. (2009). Impact of climate on the vertical water column structure of Lajes reservoir (Brazil): a tropical reservoir case. *Lakes and Reservoirs. Research and Management. Research and Management*, 14, 175-191.
- Calijuri, M., Alves, M., & Santos, A. (2006). *Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais*. São Carlos: Rima.

- CETESB. (2013). *Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais*. São Paulo: CETESB.
- Consórcio Pampulha Viva. (2017). *Ata da 111ª Reunião Ordinária*. Acesso em 09 de jun de 2019, disponível em Prefeitura Municipal de Belo Horizonte: Disponível <<http://portal6.pbh.gov.br/dom/iniciaedicao.do?method=detalheartigo&pk=1188323>>
- Consórcio Pampulha Viva. (2019). Acesso em 09 de 06 de 2019, disponível em Ata Da 121ª Reunião Ordinária: <http://portal6.pbh.gov.br/dom/iniciaedicao.do?method=detalheartigo&pk=1211244>
- CPRM. (2001). *Estudo Hidrogeológico da Bacia da Lagoa da Pampulha*. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. Belo Horizonte: CPRM.
- ESA, E. S. (05 de 04 de 2019). *Sentinel on line*. Fonte: <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel>
- Esteves, F. A. (1998). *Fundamentos de limnologia*. (2 ed.). Rio de Janeiro: Finep.
- Gitelson, A. (1992). The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. *International Journal of Remote Sensing*, 3367-3373.
- Gitelson, A., Garbuzov, G., Szilagyi, F., Mittrnzwey, K., Karnieli, A., & Kaiser, A. (1993). Quantitative remote sensing methods for real-time monitoring of inland waters quality. *International Journal of Remote Sensing*, 1269-1295.
- Gitelson, A., Gritz, Y., & Merzlyak, M. (2003). Relationships between leaf chlorophyll content and spectral reflectance and algorithms for non-destructive chlorophyll assessment in higher plant leaves. *Journal of Plant Physiology*, 271-282.
- IGAM. (2015). *Avaliação da Qualidade das Águas da Bacia da Lagoa da Pampulha: Avaliação dos Resultados do Período de 2006 a 2014*. Instituto Mineiro de Gestão das Águas, Belo Horizonte.
- IGAM. (2017). *Relatório Trimestral da sub-bacia da lagoa da Pampulha- 3º trimestre 2017*. Belo Horizonte. Fonte: <http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/publicacoes-tecnicas/qualidade-das-aguas/qualidade-das-aguas-superficiais/relatorios-de-avaliacao-de-qualidade-das-aguas-superficiais/relatorios-trimestrais/2017/12378-pampulha>
- Jensen, J. (2009). *Sensoriamento remoto do ambiente: Uma perspectiva em recursos terrestres*. Translated by: Epiphanyo, J.C.N., Formaggio, A.R., Santos, A.R., Rudorff, B.F.T., Almeida, C.M., Galvão, L.S.,. São José dos Campos: Parêntese.

- Kirk, J. (1994). *Light & Photosynthesis in Aquatic Ecosystems* (Vol. 2). London: Cambridge University Press.
- Kirk, J. T. (2011). *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. (Third Edition ed.). London: Cambridge university press.
- Lobo, F. L., Barbosa, C. C., Novo, E. M., & Yunes, J. S. (2009). Mapping potential cyanobacterial bloom using Hyperion/EO-1 data in Patos Lagoon estuary. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 21(3), 299-308.
- Maciel, D. N. (2019). Retrieving Total and Inorganic Suspended Sediments in Amazon Floodplain Lakes: A Multisensor Approach. *Remote Sensing*, 11(15), p. 1744.
- Maciel, D., Novo, E., Sander de Carvalho, L., Barbosa, C., Flores Júnior, R., & de Lucia Lobo, F. (2019). Retrieving Total and Inorganic Suspended Sediments in Amazon Floodplain Lakes: A Multisensor Approach. *Remote Sensing*, 11(15), p. 1744.
- Matthews, M. W. (2011). A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. *International Journal of Remote Sensing*, 32(21), 6855-6899. Fonte: <http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2010.512947>
- Meneses, P. R., & Almeida, T. (2012). *Introdução ao Processamento de Imagens de sensoriamento remoto*. Brasília: Universidade de Brasília (UNB).
- MISTHA, S., & MISHRA, D. (2012). Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters. *Remote Sensing of Environment*, 32(21), 6855-6899.
- Mobley, C. (1994). *light and Water: Radiative Transfer in Natural Water*. Academic Press.
- Moreira, M. A. (2003). *Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação* (2 ed.). Viçosa: UFV.
- Nechad, B., Ruddick, K. G., & Park, Y. (2010). Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. *Remote Sensing of Environment*, 114(4), pp. 854-866.
- Nogueira, M. G., Henry, R., & Jorcin, A. (2006). *Ecologia de reservatórios. Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata* (2 ed.). Rima.
- Novo, E. M. (2007). Sistemas Aquáticos Continentais. Em F. T. RUDORFF, *O Sensor Modis e suas aplicações ambientais no Brasil*. São José dos Campos.
- Novo, E. M. (2008). *Sensoriamento remoto: princípios e aplicações*. (3a ed.). São Paulo: Edgard Blücher LTDA.

- Pahlevan, N., Schott, J., B. F., Zibordi, G., Markham, B., Bailey, S., & al., e. (2017). Landsat-8 remote sensing reflectance (Rrs) products: evaluation, intercomparisons, and enhancements. *Remote Sensing Environment*, 190, 289-301.
- Pinto, C. E., Menezes, P. H., Martinez, Jean-Michel, Roig, L., H., & Villar, R. A. (2014). Uso de imagens MODIS no monitoramento do fluxo de sedimentos no reservatório de Três Marias. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 18(5), 507-516.
- Reichwaldt, E. S., & Ghadouani, A. (2012). Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: Between simplistic scenarios and complex dynamics. *Water Research*, 46, 1372-1393.
- Resck, R. P. (2007). *Avaliação Morfológica e Estudo da Variação Horizontal de Parâmetros Limnológicos do Reservatório da Pampulha*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Belo Horizonte.
- Resck, R., Bezerra, N., & Mota Coelho, R. (2007). Nova Batimetria a avaliação de parâmetros morfométricos da Lagoa da Pampulha. *Geografias Artigos Científicos*, 3(2): 24-37. *Geografias Artigos Científicos*, 3(2), 24-37.
- Robert, E. G. (2016). Monitoring water turbidity and surface suspended sediment concentration of the Bagre Reservoir (Burkina Faso) using MODIS and field reflectance data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 52, 243-251.
- Schowengerdt, R. A. (2006). *Remote Sensing: models and methods for image processing*. London: Academic Press.
- Silva, A. E. (2008). Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. *Acta Amazica*, 38(4), 733-742. Acesso em 20 de 6 de 2019, disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0044-59672008000400017&lng=en&nrm=iso&tlng=pt
- Silva, T., Vinçon-Leite, B., Giani, A., Figueredo, C., Petrucci, G., Lemaire, B., . . . Rodrigues, B. &. (2016). Modelagem da Lagoa da Pampulha: uma ferramenta para avaliar o impacto da bacia hidrográfica na dinâmica do fitoplâncton. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21(1), 95-108.
- SMWW. (04 de 06 de 2019). Acesso em 2019, disponível em Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.: <https://www.standardmethods.org/doi/full/10.2105/smww.2882.207>
- Tarrant, P. A. (2010). Assessing the potential of Medium- Resolution Imaging Spectrometer (MERIS) and ModerateResolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) data for

monitoring total suspended matter in small and intermediate sized lakes and reservoirs. *Water Resources Research*, 46(9).

Tundisi, J. G. (2010). Cold fronts and reservoir limnology: an integrated approach towards the ecological dynamics of freshwater ecosystems. *J. Biol*, 70(3), 815-824.

Tundisi, J. G., & Tundisi, T. M. (2008). *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos.

UNESCO. (2016). *Pampulha Modern Ensemble*. Acesso em 1 de jun de 2019, disponível em United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization: <https://whc.unesco.org/en/list/1493/>

USGS, U. S. (05 de 04 de 2015). *Product guide: provisional Landsat-8 surface reflectance product*. Acesso em 05 de 04 de 2019, disponível em http://landsat.usgs.gov//documents/provisional_l8sr_product_guide.pdf

Viva Pampulha. (2016). Acesso em 09 de 06 de 2019, disponível em Barreira Inglesa: <http://vivapampulha.com.br/barreira-inglesa/>

Watanabe, F., Alcântara, E., Rodrigues, T., Rotts, L., Bernardo, N., & Imai, N. (2018). Remote sensing of the chlorophyll-a based on OLI/Landsat-8 and MSI/Sentinel-2A (Barra Bonita reservoir, Brazil). *Academia Brasileira de Ciências*, 90(2), 1987-2000.

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology* (Vol. 3). Academic press.

Woźniak, M., Bradtke, K., Darecki, M., & Krężel, A. (2016). Empirical Model for Phycocyanin Concentration Estimation as an Indicator of Cyanobacterial Bloom in the Optically Complex Coastal Waters of the Baltic Sea. *Remote Sensing*, 8(2), 212. Fonte: <https://www.mdpi.com/2072-4292/8/3/212>