

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**  
**FACULDADE DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DA RECUPERAÇÃO DO RIO DOCE APÓS  
O ROMPIMENTO DA BARRAGEM DO FUNDÃO  
ATRAVÉS DO SENSORIAMENTO REMOTO E DE  
DADOS HIDROLÓGICOS E DE QUALIDADE DA ÁGUA**

**WILLIAM VLADIMIR ROSALES MÉRIDA DA SILVA**

**ORIENTADOR: JEAN-MICHEL MARTINEZ**  
**CO-ORIENTADOR: RICARDO TEZINI MINOTI**

**MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL EM ENGENHARIA  
AMBIENTAL**

**BRASÍLIA/DF: NOVEMBRO – 2021**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL**

**AVALIAÇÃO DA RECUPERAÇÃO DO RIO DOCE APÓS O  
ROMPIMENTO DA BARRAGEM DO FUNDÃO ATRAVÉS DO  
SENSORIAMENTO REMOTO E DE DADOS HIDROLÓGICOS E  
DE QUALIDADE DA ÁGUA**

**WILLIAM VLADIMIR ROSALES MÉRIDA DA SILVA**

**MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL SUBMETIDA AO  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA  
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS  
NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE BACHAREL  
EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**APROVADA POR:**

---

**Jean-Michel Martinez, PhD (IG-UnB)  
(Orientador)**

---

**Arthur Tavares Schleicher, MSc (ENC-UnB)  
(Examinador Interno)**

---

**Dhalton Luiz Tosetto Ventura, DSc (ANA)  
(Examinador Externo)**

**BRASÍLIA/DF, 05 DE NOVEMBRO DE 2021**

## FICHA CATALOGRÁFICA

MÉRIDA, WILLIAM VLADIMIR ROSALES

Análise da Recuperação do Rio Doce em Após o Rompimento da Barragem do Fundão Através do Sensoriamento Remoto e de Dados Hidrológicos e de Qualidade da Água [Distrito Federal] 2021.

xi 75p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Bacharel, Engenheiro Ambiental, 2021).

Monografia de Projeto Final 2 – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Sensoriamento Remoto da cor das águas
2. Qualidade da Água
3. Rio Doce
4. MODIS
5. Barragem do Fundão

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

MÉRIDA, W. V. R. (2021). Análise da Recuperação do Rio Doce Após o Rompimento da Barragem do Fundão Através do Sensoriamento Remoto e de Dados Hidrológicos e de Qualidade da Água. Monografia de Projeto Final 2, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 75p.

## CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: William Vladimir Rosales Mérida da Silva.

TÍTULO: Análise da Recuperação do Rio Doce em Razão do Rompimento da Barragem do Fundão Através do Sensoriamento Remoto e de Dados Hidrológicos e de Qualidade da Água.

GRAU: Bacharel

ANO: 2021

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta monografia de Projeto Final e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta monografia de Projeto Final pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

---

William Vladimir Rosales Mérida da Silva

UnB - Brasília, DF, 70910-900, Brasília/DF, Brasil

rosales.unb@gmail.com

# DEDICATÓRIA

## *DEDICATÓRIA*

A todos aqueles que tiveram as suas vidas impactadas  
pelo rompimento da barragem do Fundão.

## AGRADECIMENTOS

Ao meu pai, incurável sonhador, pela minha criação, pela confiança em mim, por ter me ensinado a gostar de línguas estrangeiras desde criança, e pela transmissão de sua veia cômica e altruísta.

À minha mãe, guerreira ímpar, por ser uma fortaleza e por me mostrar que nada, com o devido uso da licença poética, é impossível para aquele que persiste.

À minha mulher pelos aprendizados, apoio, crescimento mútuo e pela oportunidade de me ver um homem ao lado da mulher que amo.

Ao meu irmão, por quem eu pretendo sempre zelar, simplesmente por ser como ele é por me ensinar sobre a vida mesmo sem querer fazê-lo.

À minha família como um todo por me proporcionarem a riqueza e os desafios de crescer entre duas culturas.

Ao meu orientador, prof. PhD Jean-Michel Martinez, por ter acreditado no meu trabalho desde os primeiros meses que trabalhamos juntos, por me dar a oportunidade de crescer e me desenvolver em novos lugares, pelo conhecimento transmitido e pela ideia de retomarmos a pesquisa acerca do rio Doce.

Ao prof. Dr. Henrique Llacer Roig, meu orientador de iniciação científica, com quem aprendi e também dei boas risadas, por tanto me ouvir e aconselhar.

À Isadora Rezende de Oliveira Silva, por ter iniciado a pesquisa acerca do rio Doce quando eu ainda nem conhecia o campo da hidrologia espacial.

À Dra. Rita Condé de Cássia Cerqueira de Piscoya, entre tantos motivos, por ter juntamente ao meu orientador me recebido e acolhido em meu primeiro estágio em hidrologia espacial, há cerca de 4 anos, e por ter sido quem sugeriu o começo do monitoramento espacial do rio Doce.

Aos professores, pelas considerações que enriqueceram este trabalho.

À Ana Luiza, que acompanhou de perto o meu processo de construção e execução do projeto.

Aos Vanderleis e Odilons, meus amigos camaradas, que comigo cresceram e que seguem me acompanhando até hoje.

Aos grandes Maurício, Fernanda, Bia, David, Lia, André, Izi, Rogério, Djessica, Paty, Marina, Hugo, Jane, Camila, Rômulo, Natália e a todos os outros que coloriram a minha estadia em Toulouse.

Aos colegas Rafael de Araujo Mendes e Gérard Cochonneau por terem sempre sido tão solícitos durante a execução deste trabalho.

Ao CNPq pela bolsa de iniciação científica.

E, aos meus colegas de curso, professores e a todas as pessoas que contribuíram direta ou indiretamente com o desenvolvimento deste trabalho.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>4</b>
2.1	OBJETIVO GERAL.....	4
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	4
<b>3</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>5</b>
3.1	BREVE HISTÓRICO DO SENSORIAMENTO REMOTO DA COR DAS ÁGUAS .....	5
3.2	POR QUE OS DADOS DE SATÉLITE PODEM SER UTILIZADOS PARA ESTIMAR DADOS HIDROSSEDIMENTOLÓGICOS? .....	6
3.3	MODELAGEM BIO-ÓPTICA.....	9
<b>4</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>12</b>
4.1	ÁREA DE ESTUDO .....	12
4.1.1	GEOGRAFIA E HIDROGRAFIA .....	12
4.1.2	O ROMPIMENTO DA BARRAGEM.....	14
4.2	ESTAÇÕES VIRTUAIS.....	16
4.3	OBTENÇÃO E TRATAMENTO DOS DADOS DE TURBIDEZ E DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS .....	18
4.4	OBTENÇÃO E TRATAMENTO DOS DADOS DE VAZÃO.....	19
4.4.1	USO DOS DADOS DE VAZÃO.....	20
4.5	VERIFICAÇÃO DE HOMOGENEIDADE .....	21
4.6	DADOS RADIOMÉTRICOS .....	22
4.6.1	Modis .....	22
4.6.2	Sentinel-2 .....	23
4.6.3	Características, Obtenção e Tratamento dos Dados Modis.....	23
4.6.4	Características, Obtenção e Tratamento Dos Dados Sentinel-2.....	25
4.6.5	Metodologia Para o Uso dos Sensores Orbitais .....	27
4.7	MODELAGEM BIO-ÓPTICA.....	28
4.8	AVALIAÇÃO DOS ALGORITMOS UTILIZADOS .....	32
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>36</b>
5.1	RESULTADOS DE CAMPO.....	36
5.1.1	Vazão .....	37
5.1.2	Sólidos Suspensos Totais e Turbidez .....	39
5.2	RESULTADOS DA MODELAGEM BIO-ÓPTICA COM O SENSOR MODIS.....	44
5.3	MODELO BIO-ÓPTICO COM OS DADOS DO SATÉLITE SENTINEL-2	59
5.4	DADOS NÃO INCORPORADOS AOS MODELOS BIO-ÓPTICOS .....	62
<b>6</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>66</b>
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	68

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Mapa de evolução dos termos por subperíodo.....	6
Figura 3.2 - Espectros gerais característicos em águas costeiras dominadas por altas concentrações de chl-a, TSS e absorção de CDOM. ....	8
Figura 3.3 – Espectro selecionado de reflectância proveniente da coluna d’água ( $\rho = R_{rs} \times \pi$ ) para diferentes concentrações de TSS ( $g \cdot m^{-3}$ ) medidas no estuário Gironde, França. ....	8
Figura 4.1 – Bacia do rio Doce, com população, cursos d’água e Usinas Hidrelétricas.	12
Figura 4.2 – Catástrofe do Fundão em 2015 que levou a uma enchente de lama com pelo menos 17 mortos.....	14
Figura 4.3 – Casa invadida pela lama em Bento Rodrigues.....	15
Figura 4.4 – Membros da tribo Krenak olhando o rio Doce um mês após o desastre em 2015.....	16
Figura 4.5 - Pontos de monitoramento de qualidade da água do IGAM, IEMA e ANA/CPRM .....	17
Figura 4.6 - Quadro sinóptico sobre as resoluções espectrais e espaciais do sensor MODIS e comparação com os sensores TM/Landsat-5 e ETM+/Landsat-7. ....	22
Figura 5.1 – Vazões médias mensais entre 2000 e 2020. Fonte: elaborado pelo autor com base nos dados da fluviométricos disponibilizados pela ANA.....	37
Figura 5.2 – Série de vazões de 2000 a 2020 e teste de homogeneidade de Pettitt (1979) aplicado à estação Baixo Guandu, correspondente à estação fluviométrica UHE Mascarenhas.. ....	38
Figura 5.3 – Série de SST e teste de homogeneidade de Pettitt (1979) aplicado à estação Baixo Guandu (estação do IGAM mais à jusante). ....	40
Figura 5.4 - Análise dos dados de SST (mg/L) antes da ruptura da barragem do Fundão (em laranja) e após a ruptura da barragem do Fundão (em cinza). ....	42
Figura 5.5 – Reflectâncias MODIS na região do vermelho versus as concentrações de SST do IGAM de 2000 a 2019 para cada estação. ....	45
Figura 5.6 – Relação entre as reflectâncias no vermelho versus a concentração de SST de 6,5 a 75 mg/L nas 4 estações de qualidade da água. ....	45
Figura 5.7 - Relação entre as reflectâncias de sensoriamento remoto MODIS no vermelho inferiores a 0,178 versus concentrações de SST superiores a 6,5 mg/L nas quatro estações de qualidade da água do IGAM. ....	46
Figura 5.8 - Recorte da região que apresenta saturação da reflectância no vermelho na dispersão entre as reflectâncias MODIS inferiores a 0,18 e as concentrações de SST superiores a 6,5 mg/L. ....	47
Figura 5.9 - Reflectâncias MODIS no IR versus as concentrações de SST do IGAM ..	47
Figura 5.10 - Reflectâncias MODIS no IR versus as concentrações de SST IGAM aplicado o limiar $R_{rsR} > 0,1$ .....	48
Figura 5.11 – Calibração iterativa para minimização do RSR.. ....	49
Figura 5.12 - Calibração iterativa para maximização do $R^2$ com limitações entre o maior valor estimado e o maior valor medido dadas por: $0,5 * maior\ TSS_{medido} \leq maior\ TSS_{estimado} \leq 2 * maior\ TSS_{medido}$ .....	50
Figura 5.13 – Dispersão entre os dados de SST medidos e estimados na etapa de validação.....	51
Figura 5.14 – Extrato das séries históricas medidas e estimadas entre 2010 e 2020.....	52
Figura 5.15 – Dados de turbidez do IGAM versus as reflectâncias MODIS na região do vermelho de 2000 a 2019.....	53

Figura 5.16 – Dados de turbidez do IGAM versus as reflectâncias MODIS na região do vermelho adotado um limiar de Rrs de 0,1 de 2000 a 2019. ....	54
Figura 5.17 – Dados de turbidez do IGAM (2000 – 2019) versus as reflectâncias MODIS no IR para $R_{rsR} \geq 0,1$ . ....	55
Figura 6.14 - Calibração iterativa para minimização do RSR à esquerda e calibração iterativa para maximização do $R^2$ com a aplicação de um fator de correção, à direita. .	57
Figura 5.19 – Resultado gráfico das validações da inversão da turbidez pelas Rrs MODIS. ....	58
Figura 5.20 – Reflectâncias de sensoriamento remoto (Rrs) na região do vermelho (banda 4 – B4) vezes 10.000 versus componentes ambientais SST (à esquerda) e turbidez (à direita).....	59
Figura 5.21 - Reflectâncias de sensoriamento remoto (Rrs) na região do infravermelho (B8) vezes 10.000 versus componentes ambientais SST (à esquerda) e turbidez (à direita). ....	60

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Exemplos de algoritmos semiempíricos e semianalíticos para estimativa de TSS. Tipos de algoritmos: SE - Semiempíricos; SA – Semianalíticos..	10
Tabela 4.1 - Características das estações virtuais.....	18
Tabela 4.2 - Características dos dados de campo .....	19
Tabela 4.3 - Características dos dados de reflectância de sensoriamento remoto (Rrs) utilizados. Sensores MODIS e sensor MSI a bordo do satélite Sentinel-2. ....	28
Tabela 4.4 - Avaliação geral de desempenho para os indicadores estatísticos recomendados a um passo mensal .....	35
Tabela 5.1 - Características das estações virtuais e das estações hidrossedimentológicas e de qualidade da água correspondentes.....	36
Tabela 5.2 - Métricas-chave dos sólidos suspensos totais em 4 estações do IGAM no rio Doce.....	42
Tabela 5.3 - Métricas-chave das medições de turbidez em 4 estações do IGAM no rio Doce.....	43
Tabela 5.4 - Resultado dos indicadores estatísticos de interesse nas etapas de calibração e validação de dois modelos de inversão dos SST através das Rrs MODIS. ....	51
Tabela 5.5 - Constantes utilizadas nas calibrações de inversão da turbidez através das reflectâncias MODIS. ....	57
Tabela 5.6 - Resultado dos indicadores estatísticos de interesse nas etapas de calibração e validação de dois modelos de inversão da Turbidez através dos dados de Rrs MODIS. ....	58

## LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 4.1 - Descarga sólida suspensa (ton/dia).....	20
Equação 4.2 - Esquema para escolha da reflectância a ser utilizada.....	29
Equação 4.3 - Modelo misto de inversão de uma componente ambiental ponderado pelas reflectâncias nas regiões do vermelho e do infravermelho.....	30
Equação 4.4 - Variável w de ponderação da variável da reflectância de sensoriamento remoto.....	30
Equação 4.5 - Erro médio absoluto percentual.....	32
Equação 4.6 - Quadrado do coeficiente de correlação de Pearson.....	33
Equação 4.7 - Viés médio percentual normalizado.....	33
Equação 4.8 - Coeficiente de eficiência de modelos Nash–Sutcliffe.....	34
Equação 4.9 - Erro médio quadrático.....	34
Equação 4.10 - Razão entre o RMSE e o desvio padrão observado (RSR).....	34
Equação 5.1 - Estimativa da concentração dos SST através do sensor MODIS.....	53
Equação 5.2 - Equação geral para estimativa da turbidez através de um modelo misto ponderado pelas reflectâncias no vermelho e no infravermelho.....	56
Equação 5.3 - Tipo de curva obtidos da relação entre a turbidez e a Rrs nas regiões do vermelho e do infravermelho.....	56
Equação 5.4 - Tipos de curva obtidos para a estimativa da turbidez nas regiões do vermelho e do infravermelho.....	56
Equação 5.5 - Equação específica para estimativa da turbidez através de um modelo misto ponderado pelas reflectâncias no vermelho e no infravermelho.....	56
Equação 5.6 - Tipo da curva de turbidez versus a Rrs Sentinel-2 no infravermelho.....	61

## LISTA DE SÍMBOLOS, SIGLAS E ABREVIACÕES

- ANA – Agência Nacional de Águas
- BOA – Ao nível da superfície
- CDOM – Matéria Orgânica Dissolvida Colorida
- COA – Componente Opticamente Ativo
- CBH – Comitê de Bacia Hidrográfica
- ETR – Equação de Transferência Radiativa
- IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas
- IR – Infravermelho
- LWIR – Infravermelho de ondas longas
- MAPE – Erro percentual médio absoluto
- MNB – Viés médio normalizado
- MODIS – *MODerate-resolution Imaging Spectroradiometer*
- MSI – *MultiSpectral Instrument*
- NIR – Infravermelho próximo
- NRMSE – Erro quadrático médio normalizado
- R – Vermelho
- RHN – Rede Hidrometeorológica Nacional
- RMSE – Erro quadrático médio
- Rrs – Reflectância de sensoriamento remoto
- SAR – Sistema de Acompanhamento de Reservatórios
- SNIRH – Sistema Nacional de Informações sobre os Recursos Hídricos
- TOA – Topo da atmosfera
- TSS – Sólidos Suspensos Totais (TSS ou SST)
- UHE – Usina hidrelétrica
- VIS – Visível (região do espectro eletromagnético)

# 1 INTRODUÇÃO

Em novembro de 2015 a barragem do Fundão em Mariana, Minas Gerais (MG), Brasil, se rompeu e liberou cerca de 43 milhões de m<sup>3</sup> de rejeitos de mineração de ferro (Samarco, 2016), sendo até hoje o maior volume de rejeitos já despejados na natureza em decorrência do rompimento de uma barragem de mineração. Este rompimento alterou a geomorfologia do rio e degradou o seu ecossistema afetando desde o abastecimento de água até o funcionamento das usinas hidrelétricas (UHEs), a pesca e os demais usos recreativos que ele oferecia. Neste sentido, o presente estudo se insere no contexto do desastre de modo a utilizar as ferramentas de óptica hidrológica para avaliar as consequências dele sob uma ótica hidrossedimentológica e de qualidade da água.

O trabalho com óptica hidrológica foi dividido nesta monografia em duas vertentes, a hidrossedimentologia e a qualidade da água. Decerto, cabe explicar a razão pela qual foi feita a escolha de se trabalhar sob estes dois prismas. Conhecer as dinâmicas hidrossedimentológica e de qualidade da água é primordial para que se realize uma correta gestão dos recursos hídricos e monitorar os parâmetros biofísicos destes sistemas se apresenta como uma das formas de entender os processos endógenos e exógenos que os moldam (Barbosa *et al.*, 2019).

Mais especificamente, o monitoramento da qualidade da água é necessário para fins de gestão, tratamento e consumo de água, enquadramento de corpos hídricos, definição dos usos múltiplos, avaliação e prevenção da poluição, manutenção da vida aquática e o consequente equilíbrio do meio natural. Já o monitoramento hidrossedimentológico pode ser utilizado para a avaliação dos processos de transporte de nutrientes (Jensen, 2009), erosão, perda de solos e assoreamento de corpos hídricos, eventos de relevância tanto ecossistêmica quanto econômica quando se trata da vida útil de barragens, da navegabilidade e da geração de energia hidroelétrica (Villar, 2013; Rêgo, 2017; Condé *et al.*, 2019). Neste trabalho, porém, não se propõe o monitoramento convencional da qualidade da água e da hidrossedimentologia do rio Doce. Se propõe uma análise mista apoiada nos dados de campo e em técnicas de geoprocessamento baseadas na óptica hidrológica.

De maneira geral, as técnicas de geoprocessamento têm se aprimorado nos últimos anos e se mostrado úteis em estudos do meio ambiente e dos recursos naturais. Isto tanto pela ampla disponibilização de dados, por vezes obtidos gratuitamente, quanto pela versatilidade oferecida pelas resoluções temporal, espectral e espacial destes dados. No âmbito dos recursos hídricos também há um propósito pelo qual estas técnicas se mostram interessantes. Em geral é difícil obter informações espacialmente distribuídas de certos dados hidrológicos, tais quais a área da superfície da água, a batimetria de corpos hídricos extensos, os constituintes orgânicos e inorgânicos da água e a cobertura de nuvens através de coletas *in situ*. Assim, o sensoriamento remoto se mostra uma alternativa para obter dados regionalizados (Jensen, 2009) e com maior frequência temporal e abrangência espacial. Ainda, talvez a mais importante das razões seja a possibilidade de explorar o passado. Não se podem analisar laboratorialmente coletas *in situ* nunca feitas, mas é possível ter acesso a dados radiométricos passados (passivamente obtidos por sensores orbitais) e construir uma série histórica de dada componente ambiental, seja ela a altimetria de um corpo hídrico, a sua turbidez, os sólidos em suspensão ou outros.

Para estimar estas componentes ambientais através do sensoriamento remoto, parte-se do princípio de que é possível estimá-las através de dados radiométricos, o que deve ser sempre avaliado com base nas características do objeto de estudo e das ferramentas utilizadas. Existem diversos exemplos de avaliação de componentes hidrológicas e de qualidades da água através do sensoriamento remoto. Algumas componentes hidrológicas parecem ser mais práticas e intuitivas de serem avaliadas por meio do sensoriamento remoto, como a cobertura de nuvens (Arking *et al.*, 1987; Eberhardt *et al.*, 2016), o mapeamento da superfície destes corpos (Martinez e Le Toan, 2007; Huang *et al.*, 2016), ou ainda a sua altimetria (Fu e Smith, 1996; Kuo e Kao 2011). A batimetria de corpos hídricos, talvez um pouco menos intuitiva, também pode ser avaliada com o uso do sensoriamento remoto (Sichoix e Bonneville, 1996; Gao, 2009; Jagalingam *et al.*, 2015). Não obstante, além das aplicações supracitadas, também é possível estudar a composição da água através de dados radiométricos a bordo de sensores orbitais. Isto, em função das propriedades ópticas da água e de seus constituintes opticamente ativos (COAs) (Barbosa, 2019), as partículas inorgânicas e orgânicas em suspensão, os componentes orgânicos em solução e os pigmentos fotossintetizantes.

Em razão das propriedades ópticas destes COAs pode-se estimar a concentração de sólidos suspensos totais (Martinez *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2010; Villar *et al.*, 2013; Pinet *et al.*, 2017) ou de turbidez (Rudorff *et al.*, 2018; Condé *et al.*, 2019; Liu *et al.*, 2019) com restrições e delimitações a serem definidas com bases em certos fatores. Estas estimações são feitas com o uso de dados obtidos com o uso de um radiômetro em campo ou por sensores a bordo de aeronaves ou satélites. Assim, são fatores relevantes para a coerência dos dados estimados: a interação entre os COAs, a qualidade da correção atmosférica empregada (no caso dos sensores *ex situ*), as especificidades dos sensores utilizados e as características físico-químicas dos corpos hídricos analisados, bem como as suas variações ao longo do tempo.

Posto isto, neste trabalho são conciliados o uso de dados hidrossedimentológicos de campo e de imagens de satélites para estimar os sólidos em suspensão totais e a turbidez no rio Doce nos períodos anteriores e posteriores ao rompimento da barragem do Fundão. Desta maneira, busca-se estimar as componentes ambientais de interesse com base nos dados disponíveis, nas características do local de estudo e nas ferramentas utilizadas para que, em posse das componentes medidas e estimadas, seja possível melhorar a avaliação do estado atual do rio Doce e o entendimento do seu processo de recuperação ao longo do tempo.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

O presente trabalho tem por objetivo analisar a hidrossedimentologia do Rio Doce, de 2000 a 2020, antes e após do rompimento da Barragem do Fundão, para monitorar a recuperação do rio a partir da análise de dados de sensoriamento remoto e de coletas convencionais de qualidade (turbidez e sólidos em suspensão totais das águas) e de quantidade de água (vazão).

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Os objetivos específicos são:

- Avaliar a possibilidade de estimar os valores de turbidez e de sólidos em suspensão totais em diferentes seções do rio Doce combinando imagens de satélite e dados de campo;
- Comparar os níveis de turbidez e de sólidos em suspensão totais medidos e simulados através dos dados de satélite nos períodos anteriores e posteriores ao rompimento da barragem do Fundão;
- Propor um diagnóstico intermediário do estado do Rio Doce, comparando os fluxos de sedimentos pré e pós-catástrofe, visando entender se o rio parece ter voltado ou não a um estado original do ponto de vista hidrossedimentar.
- Investigar a existência de picos de concentração que possam se originar dos depósitos de sedimentos da mina do Fundão ainda presentes ao longo da calha principal do Rio Doce;
- Utilizar e tratar os dados de vazão para compreender a dinâmica hidrofluviométrica do rio Doce;

### 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Para que sejam estimadas as concentrações de sólidos em suspensão totais e a turbidez através da reflectância faz-se necessário compreender os fatores que influenciam na reflectância observada pelos sensores orbitais. Estes pontos, que fazem parte do sensoriamento remoto da cor das águas, são abordados nesta sessão.

#### 3.1 BREVE HISTÓRICO DO SENSORIAMENTO REMOTO DA COR DAS ÁGUAS

De acordo com Ogashawara *et al.* (2017), as técnicas de sensoriamento remoto da cor das águas começaram nos anos 60 analisando a cor dos oceanos e assumindo que a clorofila-a (chl-a), um proxy da biomassa de fitoplâncton, poderia ser estimada remotamente. Percebendo isto, os oceanógrafos começaram a monitorar remotamente as propriedades ópticas dos constituintes da água, como o fitoplâncton, a matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM) e os sólidos suspensos totais (TSS ou SST). Desses trabalhos se formaram os conceitos de óptica hidrológica e da teoria de transferência radiativa (TTR) que hoje são a base do que se conhece como modelagem bio-óptica (*bio-optical modelling*) (Jerlov, 1976; Gordon e Morel, 1983; Ogashawara *et al.*, 2017).

Este desenvolvimento da área de sensoriamento remoto da cor das águas, que começou a se estruturar nos anos 60 com estudos envolvendo os oceanos apenas recentemente, nas últimas três décadas, passou a apresentar estudos envolvendo as águas intracontinentais (Ogashawara *et al.*, 2017). Isto se explica pela complexidade dos sistemas aquáticos intracontinentais que combinam propriedades ópticas diversas, tendo os seus valores de reflectância controlados por efeitos combinados de absorção e reflexão do fitoplâncton, de partículas orgânicas e inorgânicas e da CDOM (Gurlin *et al.*, 2011).

A evolução da pesquisa na área pode ser observada no mapa de evolução de termos apresentado na figura 3.1. Ele resulta de uma análise bibliométrica realizada utilizando-se a base de dados Scopus e o *software* SciMAT 1.1.04 e demonstra a evolução dos termos em “sensoriamento remoto da cor das águas”. A pesquisa foi feita através dos termos “reflectância”, “sensoriamento remoto”, “turbidez” ou “sólidos em suspensão” e “água”

entre os anos 2000 e 2020, resultando em 973 documentos encontrados. Esta análise evidencia o surgimento das águas continentais (rios e reservatórios) como termos chave apenas no último subperíodo, de 2016 a 2020, enquanto os termos “alga” e “oceano” (pacífico ou atlântico) estão em destaque desde o segundo subperíodo, de 2006 a 2010, até o último subperíodo, de 2016 a 2020. Na figura, o tamanho das circunferências é proporcional ao índice-h, que é um índice indicativo de qualidade e de notoriedade no segmento científico aplicado a pesquisadores, revistas ou grupos de pesquisa.

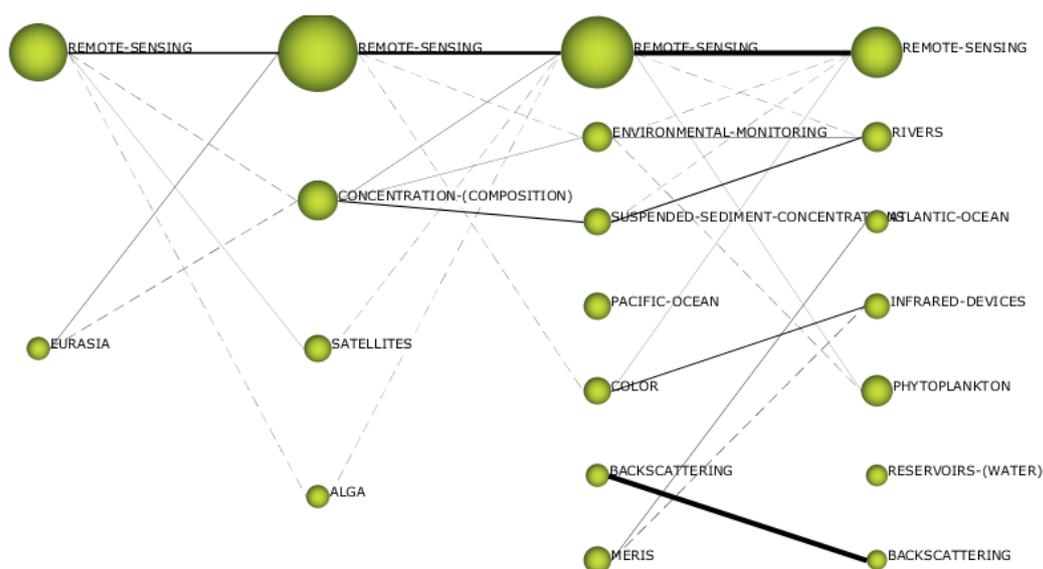


Figura 3.1 - Mapa de evolução dos termos por subperíodo (1ª coluna com dados de 2000 a 2005, 2ª coluna de 2006 a 2010, 3ª coluna de 2011 a 2015 e 4ª coluna de 2016 a 2020). SciMAT 1.1.04.

### 3.2 POR QUE OS DADOS DE SATÉLITE PODEM SER UTILIZADOS PARA ESTIMAR DADOS HIDROSSSEDIMENTOLÓGICOS?

A razão pela qual certos dados hidrossedimentológicos como os sólidos suspensos totais podem, em alguns casos, ser monitoradas através do sensoriamento remoto apoia-se nas propriedades ópticas da água e de seus componentes. Às substâncias presentes nas águas naturais que interagem com a radiação solar espalhando-a ou absorvendo-a é dado o nome de componentes opticamente ativos (COAs) (Barbosa, 2019). São COAs: a água pura, a matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM), o particulado total (sedimentos minerais e orgânicos) e os pigmentos fotossintéticos do fitoplâncton (clorofila-a, ficobilinas etc.).

As propriedades ópticas das águas e de seus componentes às quais foram referidas, se dividem em dois tipos, as propriedades ópticas aparentes (AOPs) e as propriedades ópticas inerentes (IOPs). As propriedades ópticas inerentes dependem somente da composição da água e da composição e da concentração das substâncias particuladas e dissolvidas nelas presentes. Desta forma, são menos práticas do que as propriedades aparentes, pois para serem medidas é necessário que não haja interferências do meio externo, como variações da iluminação natural. As AOPs, por sua vez, são influenciadas tanto pelas propriedades ópticas inerentes quanto pelas condições ambientais e são definidas sob iluminação natural, portanto são possíveis de serem medidas em campo, através de um sensor orbital ou a bordo de uma aeronave.

A AOP amplamente utilizada para estimar componentes opticamente ativos da água através do sensoriamento remoto é a reflectância, mais especificamente, a parcela da reflectância proveniente da coluna de água, chamada de reflectância de sensoriamento remoto (Rrs). A grosso modo, a reflectância de sensoriamento remoto é descrita como a razão entre a quantidade de radiação que retorna pela coluna d'água e a radiação incidente na superfície da água. Neste processo, para obter a radiância proveniente da coluna d'água é preciso remover a parcela da radiância ascendente que corresponde à reflexão especular na superfície da água, e que, portanto, não representa a composição da água em si ou de seus COAs. Quando se trabalha com sensores orbitais, é preciso também, remover as interferências atmosféricas, que compõem o sinal de radiância percebido pelos sensores, mas que não representam o sinal advindo da coluna de água. Removidos as interferências atmosféricas e o efeito da reflexão especular, o que não se trata de um processo exato e sem erros, é possível obter a Rrs, que é governada pelos processos de absorção e espalhamento da luz dentro da coluna de água. O processo de absorção e espalhamento da luz dentro da coluna d'água, por sua vez, varia de acordo com a composição e a concentração das substâncias opticamente ativas em suspensão ou dissolvidas na água. Por esta razão, em posse da reflectância de sensoriamento remoto, é possível avaliar a composição e a concentração dos COAs presentes na água.

Cada um dos COAs tem um comportamento espectral característico, como exemplificado na figura 3.2. Nesta figura são mostrados os espectros percebidos em águas costeiras nas quais predominam algum dos componentes opticamente ativos.

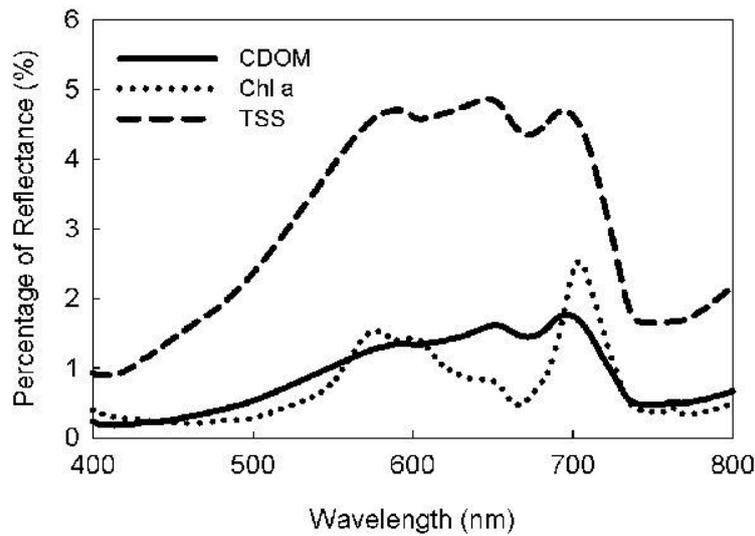


Figura 3.2 - Espectros gerais característicos em águas costeiras dominadas por altas concentrações de chl-a, TSS e absorção de CDOM (Fan, 2014). No eixo y: porcentagem de reflectância (y). No eixo x: comprimento de onda (nm).

Quando se mede a reflectância de sensoriamento remoto de um corpo hídrico, porém, o resultado obtido não vem discriminado com as contribuições de cada COA, como pode ser observado na figura 3.3.

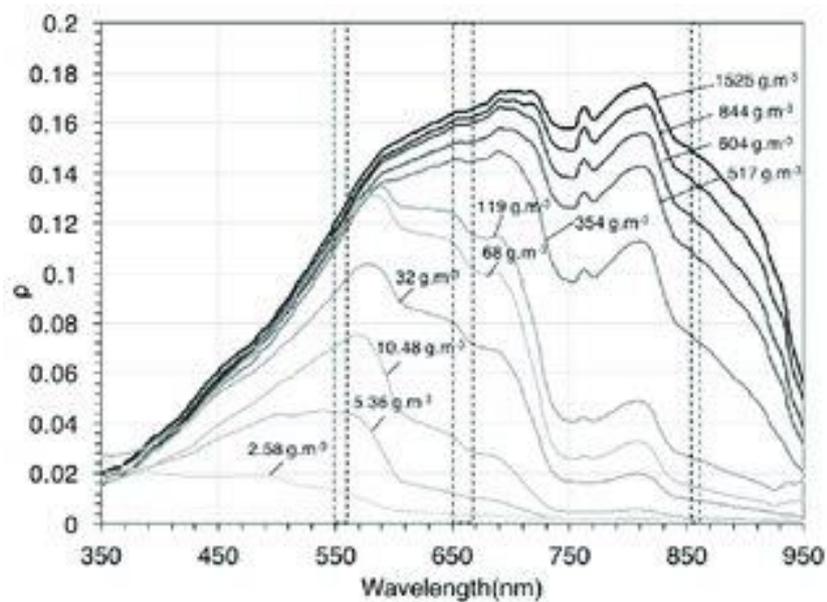


Figura 3.3 – Espectro selecionado de reflectância proveniente da coluna d’água ( $\rho = R_{rs} \times \pi$ ) para diferentes concentrações de TSS ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ) medidas no estuário Gironde, França. Faixas verticais correspondem às bandas do verde, vermelho e NIR dos sensores OLI, MODIS e VIIRS. Adaptado de Nova (2017).

Como pode ser visto na figura 3.3, o resultado percebido ao se extrair valores de reflectância ao longo do espectro eletromagnético não vem discretizado com as parcelas relativas a cada um dos COAs. Assim, dado que os valores de reflectância medidos por sensores orbitais ou por radiômetros utilizados *in situ* contam com a resposta espectral de todos os COA presente na água de maneira conjunta, algumas estratégias são utilizadas para estimá-los individualmente.

### 3.3 MODELAGEM BIO-ÓPTICA

Falar das estratégias para obtenção dos COAs é abordar a modelagem bio-óptica, a construção de modelos que juntam a óptica hidrológica e a teoria de transferência radiativa.

Segundo Lobo e Jorge (2019), é possível estimar as concentrações de COAs através de dados espectrais de sensoriamento remoto (orbital ou *in situ*) através das modelagens:

- Empírica, que é caracterizada pelo desenvolvimento de regressões estatísticas bi ou multivariadas entre as concentrações dos COAs e as medidas de Rrs, sendo que quando feições espectrais específicas e diagnósticas dos COAs são incluídas, alguns autores a chamam de abordagem semiempírica; e
- Semianalítica/analítica, que se baseia no uso de relações entre os COAs, as IOPs e as AOPs através de soluções simplificadas da Equação de Transferência Radiativa (ETR).

Na tabela 1 são apresentados exemplos de modelos semiempíricos e semianalíticos utilizados para a estimativa da concentração de TSS através dos dados de Rrs. Os modelos semianalíticos partem da simplificação da ETR incorporando o uso de feições características dos COAs (comprimentos de onda representativos daquele COA).

Os modelos semiempíricos, por sua vez, partem de relações empíricas entre as concentrações dos COAs e os dados de reflectância utilizando feições características dos COAs, como especificado na coluna 3 (bandas), tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Exemplos de algoritmos semiempíricos e semianalíticos para estimativa de TSS. Tipos de algoritmos: SE - Semiempíricos; SA – Semianalíticos. Lobo e Jorge (2019).

Algoritmo	Tipo	Bandas	Sensor	Dados de entrada	Dados de saída	Intervalo de valores	Autores
$TSS = 0,7517^{66,736 \times \left(\frac{R(\lambda_1)+R(\lambda_2)}{2}\right)} : SPOT$ $TSS = 0,7581^{61,683 \left(\frac{R(\lambda_1)+R(\lambda_2)}{2}\right)} : Landsat - TM$	SE	$\lambda_1 = 550 \text{ nm}$ $\lambda_2 = 665 \text{ nm}$	SPOT, Landsat TM	R	TSS	< 50 mg/L	(Dekker et al., 2002)
$TSS = A^\rho \left( \frac{R_w}{1 - \frac{R_w}{C^\rho}} \right)$	SA	$\lambda = 520 \text{ a}$ $885 \text{ nm}$	SeaWiFS, MODIS, MERIS	$A^\rho$ e $C^\rho$ (LUT), $R(\lambda)$	TSS	< 100 mg/L	(Nechad et al., 2010)
$R(\lambda_1) = f \frac{b_b}{a} = \frac{L_w}{\frac{0,54 F_0}{\pi} + 0,48 L_w}$ $\frac{b_b}{a}(\lambda_1) = \frac{b_{bw} + (TSS) \times b_{TSS}^* \times b_b/b}{a_w}$	SA	$\lambda = 748 \text{ nm}$	MODIS	Parâmetros do modelo, $L_w$	TSS	< 30 mg/L	(Jerome, Bukata, & Booty, 2010)
$\log_N(TSS) = 3,18263 \times \log_n(R(\lambda_1)) - 1,40060$	SE	$\lambda = 860 \text{ nm}$	Landsat ETM+	R	TSS	< 2000 mg/L	(J. Wang, Lu, Liew & Zhou, 2009)
$TSS = 2,272 + \left(\frac{R(\lambda_1)}{2,469}\right)^{2,188}$	SE	$\lambda = 665 \text{ nm}$	Landsat TM, LISS/IRS	R	TSS	< 200 mg/L	(F. L. Lobo, Costa & Novo, 2005)

Na tabela 3.1 percebe-se que há um maior uso de menores comprimentos de onda (de 550 a 748 nm) para concentrações de TSS baixas ( $TSS < 50$  mg/L), e maiores comprimentos de onda (665 a 860 nm) para concentrações mais altas ( $TSS < 2000$  mg/L) nos modelos apresentados. Contudo, não há uma regra absoluta quanto à escolha do comprimento de onda ideal e por vezes os intervalos se sobrepõem. O que se observa é uma saturação mais rápida da capacidade de recuperação da concentração de TSS em menores comprimentos de onda como visto em Nechad et al (2010), fazendo com que a partir de certa concentração ela já não sirva mais para estimar os TSS, sendo necessário recorrer a outras partes do espectro eletromagnético. Se percebe também para os sólidos suspensos totais, uma predominância de modelos de inversão utilizando as regiões do vermelho e do infravermelho próximo (NIR), pois são nestas regiões que ocorre um maior retroespalhamento da luz conforme se aumenta a concentração de TSS. Desta maneira, uma forma indireta de extrair a concentração de diferentes COAs através da reflectância é escolher os comprimentos de onda mais correlacionados com determinado COA. Não obstante, além do uso de reflectâncias maiores ou menores para um dado intervalo de concentrações, a combinação de bandas espectrais também se mostra uma alternativa comumente utilizada, como visto em Dekker *et al.* (2002), Villar *et al.* (2012) e Olivetti (2019).

Vale ressaltar que esta variabilidade observada entre os diferentes algoritmos bio-ópticos não é algo imprevisto. Kirk (1994) já sugeria que a busca por um algoritmo universal tenderia a ser malsucedida, visto que a reflectância é função do tamanho médio dos sedimentos, o que depende das características de cada bacia, além de variar com as propriedades de absorção do meio e das próprias partículas. Por isto, em uma primeira abordagem, devem ser seguidas as etapas de calibração e validação para cada corpo hídrico ou bacia hidrográfica quantificando as concentrações dos COAs para então criar uma relação entre elas e as propriedades ópticas aparentes ou inerentes do corpo hídrico. Não obstante, Martinez *et al.* (2015) sugeriu que, considerando o tamanho das bacias hidrográficas, um mesmo modelo pudesse ser utilizado para estimar a descarga sólida dentro da bacia. Esta sugestão foi alcançada após a análise da variabilidade das propriedades ópticas aparentes em mais de 100 estações virtuais espacialmente distribuídas ao longo da maior bacia hidrográfica do mundo, a bacia amazônica.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 ÁREA DE ESTUDO

#### 4.1.1 Geografia e hidrografia

O rio Doce surge a partir da confluência dos rios Piranga e do Carmo, localizada entre as cidades de Ponte Nova, Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado, em Minas Gerais (ANA, 2016) e se estende por mais de 867 km até o Oceano Atlântico. A bacia deste rio ocupa parte dos estados de Minas Gerais e do Espírito Santo na região Sudeste do Brasil.

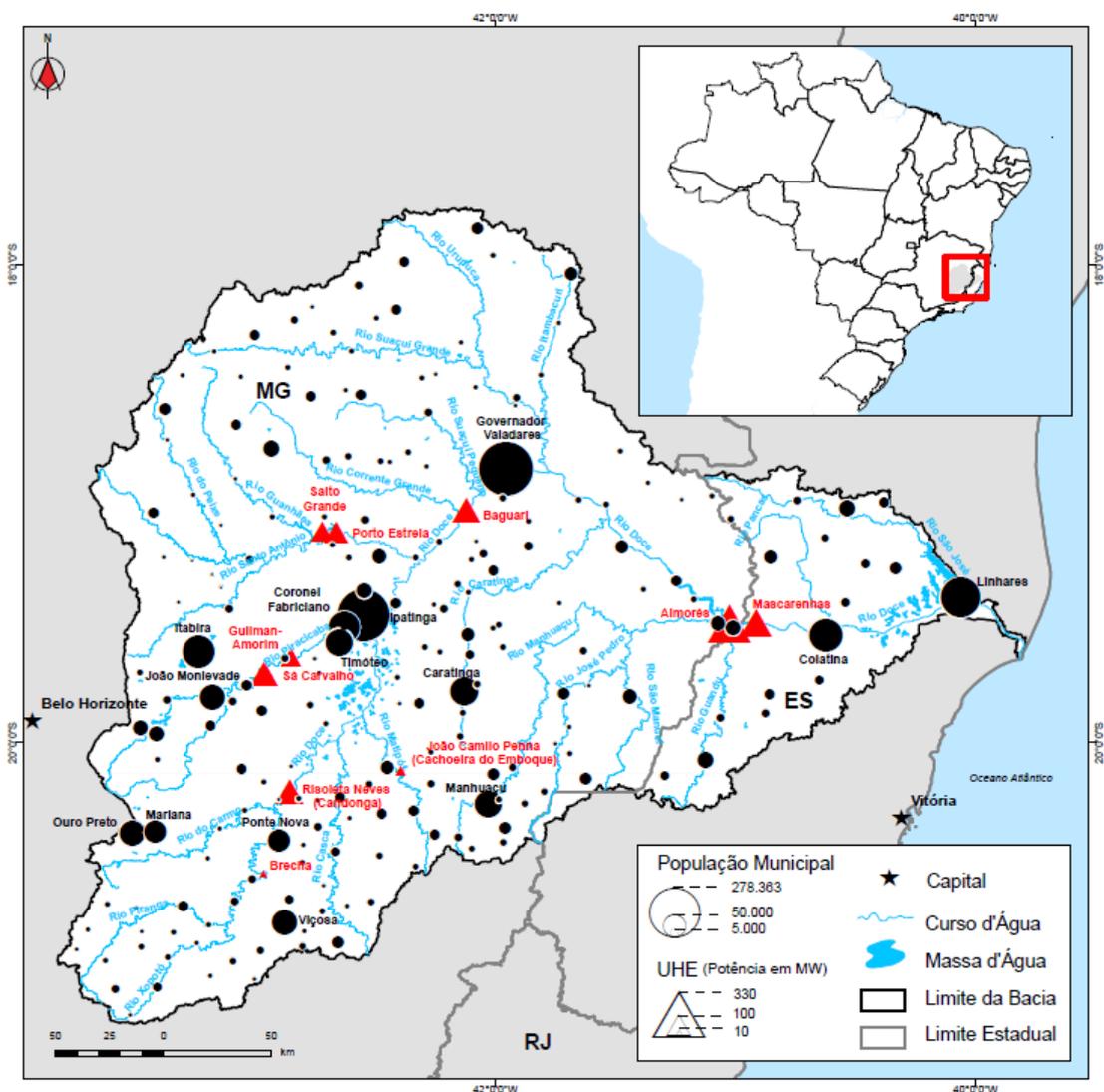


Figura 4.1 – Bacia do rio Doce, com população, cursos d'água e Usinas Hidrelétricas (ANA, 2016).

A área de drenagem do rio é de aproximadamente 84 mil km<sup>2</sup>, dos quais 86% se encontram em Minas Gerais e 14% se encontram no Espírito Santo (ANA, 2016). O relevo da bacia é montanhoso, acidentado e ondulado. Até a confluência com o rio Piracicaba, o relevo é áspero e as altitudes variam de 300m a 2600m. De lá até o Espírito Santo, as altitudes variam de 200m a 500m, com relevo predominante de morros. Em termos de bioma, 98% dessa área pertence ao bioma Mata Atlântica e 2%, ao Cerrado.

Em Minas Gerais, a bacia do rio Doce é subdividida em Unidades de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos (UPGRHs), às quais correspondem as sub-bacias e seus respectivos Comitês de Bacia Hidrográfica (CBHs): Rio Piranga (DO1), Rio Piracicaba (DO2), Rio Santo Antônio (DO3), Rio Suaçuí (DO4), Rio Caratinga (DO5), Rio Manhuaçu (DO6) (CBH-Doce, c2016). Ainda de acordo com o CBH-Doce (c2016), no Espírito Santo não há subdivisões administrativas, mas existem os CBHs dos rios Guandu, Santa Joana, Santa Maria do rio Doce, Pontões e Lagoas do rio Doce e Barra Seca e Foz do rio Doce.

Historicamente, a bacia se desenvolveu com atividades econômicas voltadas à extração mineral, com a descoberta do ouro na bacia ainda em 1698 (Hora, 2012), e hoje abriga diversas barragens de contenção de rejeitos minerais. A economia na bacia é diversificada, mas as principais atividades econômicas na região são a siderurgia e a mineração, além do setor terciário. Segundo Reis (2010), a economia dos municípios que compõem a bacia é distribuída, de acordo com os setores de atividade econômica, em: 8,83% agropecuária, 34,71% indústria, 47,34% serviços e outros 9,11%. Com base nos censos do IBGE (2010), a bacia do rio Doce conta com 226 municípios e possui uma população de cerca 3,6 milhões de habitantes localizada predominantemente em áreas urbanas. Ainda hoje, os recursos hídricos do rio Doce são importantes para a economia da bacia fornecendo água para uso doméstico, agropecuário, industrial e geração de energia elétrica (CBH-Doce, c2016), além de serem utilizados há séculos por comunidades pesqueiras e indígenas para fins econômicos, ritualísticos, de subsistência ou recreativos. Além disso, os rios funcionam como receptores, transportadores e autodepuradores de rejeitos e efluentes das mais variadas fontes.

Quanto ao regime hidrológico do rio Doce, o rio é perene, acompanha a pluviosidade da bacia e é marcado pelo período de cheia, com níveis máximos em dezembro, janeiro e março; e um período de vazante que ocorre a partir de abril e atinge mínimas em agosto e setembro (Coelho, 2006).

#### 4.1.2 O Rompimento da barragem

Em 5 de novembro de 2015 a barragem do Fundão, de propriedade da mineradora Samarco, rompeu e despejou cerca de 43 milhões de m<sup>3</sup> de rejeito da mineração de ferro (Samarco, 2016) que cobriram a comunidade de Bento Rodrigues, passaram por outras comunidades próximas e pelo rio Gualaxo do Norte, seguindo pelo rio Doce. A figura 4.2 mostra uma visão da lama que seguiu da barragem até o Oceano Atlântico carregada pelas águas do rio Doce.



Figura 4.2 – Catástrofe do Fundão em 2015 que levou a uma enchente de lama com pelo menos 17 mortos. Fotógrafo: Nicoló Lafranchi. Fonte: The Guardian (2018).

Conforme Morgenstern (2016), o deslizamento ocorreu pela confluência de três fatores, (1) a saturação da areia, (2) areia solta e descompactada e (3) um mecanismo de gatilho. O método construtivo utilizado na barragem do Fundão foi o mais barato e mais arriscado

dentre os 3 modelos descritos por Vick (1990), o método de alteamento. Morgenstern (2016) explica que este método favorece a (1) saturação da areia e que a deposição dos rejeitos arenosos por métodos hidráulicos resultou em (2) rejeitos arenosos soltos e descompactados. Por fim, o gatilho (3) foi uma extrusão lateral que se desenvolve conforme a altura da barragem aumenta acrescentando uma carga vertical sobre a zona de lama viscosa (*slime*) que tende a extrudar e se espalhar podendo levar ao colapso da barragem.

Além dos impactos ambientais notórios, houve também impactos socioculturais importantes (Do Carmo *et al.*, 2017; Sánchez *et al.*, 2018; Sánchez *et al.*, 2019). Dezenove pessoas perderam as suas vidas, 806 edificações foram atingidas e 218 foram destruídas (Do Carmo *et al.*, 2017). A figura 4.3 mostra uma residência invadida pela lama.



Figura 4.3 – Casa invadida pela lama em Bento Rodrigues. Fonte: Justiça Global (2020).

Povos indígenas perderam também um importante componente da sua cultura, religião e espiritualidade. O povo Krenak tinha o rio Doce como a sua principal fonte de água para consumo humano e animal e pesca, mas não apenas isso. Segundo a liderança Shirley Krenak em entrevista ao Greenpeace (2017), para o povo Krenak, o rio Doce era também um Krenak, um irmão que tomava conta da saúde, religião e da cultura da comunidade. Esta informação foi atestada pelo autor através do relato de outras lideranças indígenas

durante o Fórum Alternativo Mundial da Água (FAMA) que ocorreu em Brasília em 2018. A figura 4.4 mostra membros da tribo Krenak observando o rio após o desastre.



Figura 4.4 – Membros da tribo Krenak olhando o rio Doce um mês após o desastre em 2015. Fotógrafo: Nicolás Lafranchi. Fonte: The Guardian (2018).

Os últimos dados aos quais se teve acesso informam que é mantida a restrição de pesca na foz do rio Doce, mesmo após apelação da Samarco na justiça (Monteiro, 2020) e que os níveis de concentração de matéria em suspensão no rio permanecem, em média, significativamente superiores aos valores registrados nos 6 anos anteriores à ruptura da barragem (cf. seção 5.1.2). Ainda, além das altas concentrações observadas, existem preocupações relativas à ressuspensão dos sedimentos em períodos de cheia, visto que a maior parte dos rejeitos depositados no leito do rio Doce, cerca de 66%, lá permanecem (Tucci, 20– *apud* Fundação Renova, c2021).

## 4.2 ESTAÇÕES VIRTUAIS

As estações virtuais são parcelas horizontais, poligonais, cujas coordenadas se encontram dentro de um dado corpo hídrico. A área destas parcelas é usada como referência para a extração de dados obtidos por sensores orbitais, como a reflectância de sensoriamento

remoto. Em outras palavras, as estações virtuais são estações de monitoramento de dados por satélite.

Para este trabalho foram criadas 7 estações virtuais, primariamente definidas com base na resolução espacial do sensor MODIS, se concentrando à jusante da estação hidrossedimentológica RD083 Periquito, do IGAM, localizada logo após o município de Periquito. Estações mais à montante não puderam ser escolhidas, em razão da seção do rio ser menor ou muito próxima da resolução espacial das imagens MODIS, que é de 250 metros. Além da largura do rio, o traçado das estações virtuais levou em conta a ausência de bancos de areia durante a estação de vazante e a proximidade destas com as estações de monitoramento hidrossedimentológico do IGAM em vermelho na figura 4.5.

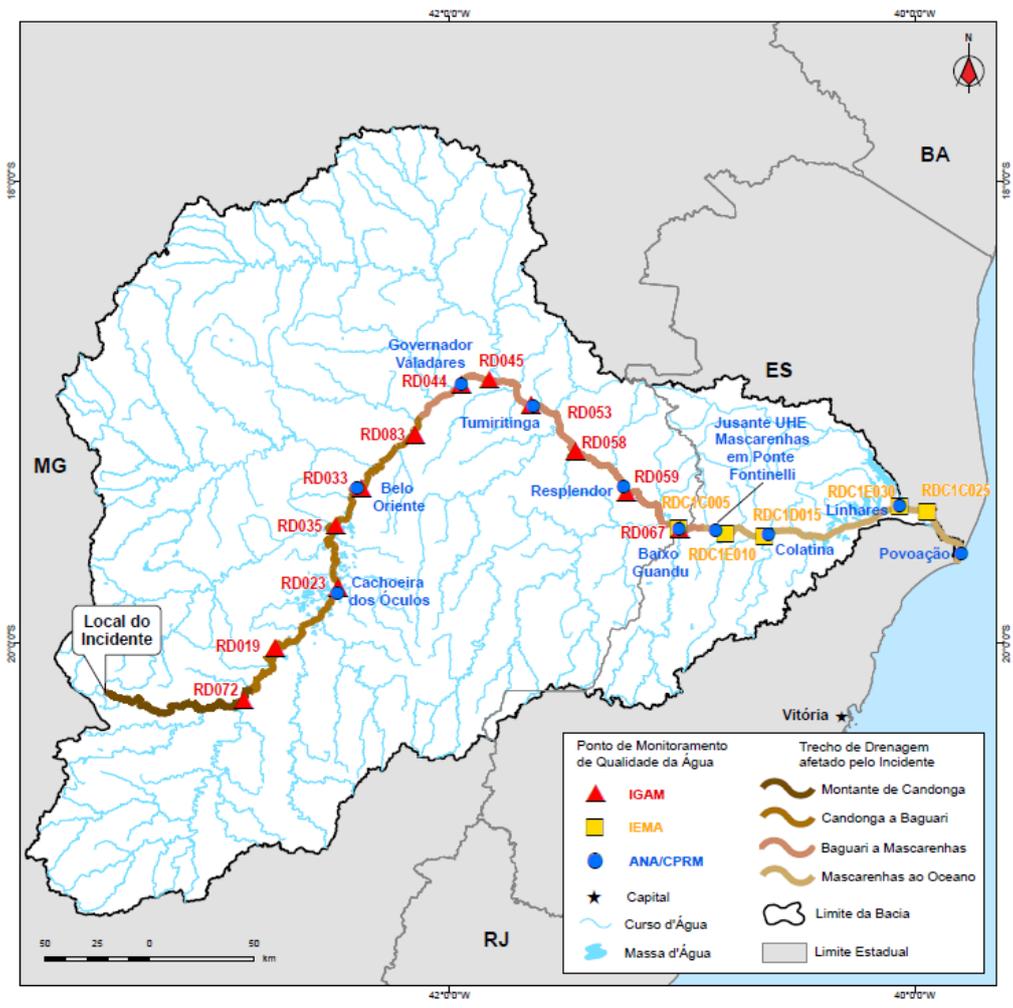


Figura 4.5 - Pontos de monitoramento de qualidade da água do IGAM, IEMA e ANA/CPRM (ANA, 2016).

Informações gerais sobre a cota e a distância da foz do Rio em relação às estações virtuais são apresentadas na tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Características das estações virtuais.

<b>Estação</b>	<b>Código</b>	<b>Cota média</b>	<b>Distância da foz do Rio</b>
Pedra Corrida	PCA	187 m	332 km
Tumiritinga	TUM	138 m	255 km
Galileia	GAL	131 m	243 km
Resplendor	RES	101 m	192 km
Baixo Guandu	BGU	77 m	151 km
Colatina	COL	38 m	106 km
Linhares	LIN	33 m	43 km

### **4.3 OBTENÇÃO E TRATAMENTO DOS DADOS DE TURBIDEZ E DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS**

Os dados de turbidez e de sólidos em suspensão totais foram obtidos por 3 fontes:

- Os dados obtidos pelo monitoramento intensivo pós-acidente, centralizados na figura da Fundação Renova;
- Os dados do monitoramento fornecidos pelo IGAM, parcialmente obtidos por intermédio da Agência Nacional de Águas e parcialmente obtidos diretamente pelo IGAM;
- Os dados de 15 campanhas pontuais realizadas entre outubro de 2017 e janeiro de 2018 e entre outubro de 2018 e fevereiro de 2019 com financiamento da ANA;

Mais informações sobre os dados de campo podem ser observados na tabela 4.2. Quanto ao tratamento dos dados, foi verificada a possibilidade de utilizá-los de maneira conjunta ou se deverão ser analisados separadamente, visto que era possível que as metodologias utilizadas pelas consultorias contratadas pela Fundação Renova não fossem homogêneas entre si e que elas podiam também divergir daquelas utilizadas pelo IGAM ou pelas campanhas pontuais feitas com o financiamento da ANA.

Tabela 4.2 - Características dos dados de campo

<b>Fontes</b>	<b>Obtenção</b>	<b>Abrangência temporal</b>	<b>Média de medições anuais por estação</b>	<b>Estações</b>
IGAM	Arquivos internos ANA	2000 – 2020	2000 – 2015: 5 2013 – 2014: 12 2015 – 2016: 30 2017 – 2020: 12	Pedra Corrida (PCA), Tumiritinga (TUM), Resplendor (RES) e Baixo Guandu (BGU)
Fundação Renova	Acesso ANA	12/2015 a ~2017	Não há padrão bem definido, varia de coletas intradiárias a menos de uma coleta por mês	Diversas estações com poucos dados BGU, COL e LIN com dados intradiários
Campanhas - ANA	Arquivo (Martinez, J-M., 2019)	Out. 2018 a Jan. 2019 e Dez. 2018 a Fev. 2019	15 medições líquidas (excluindo-se as réplicas e trélicas)	5 estações: - 3 à montante de PCA (largura do rio inferior ao pixel MODIS) - PCA e COL

Tendo sido verificada a necessidade de usar os dados separadamente, foram preferidos aqueles da rede de monitoramento do IGAM, visto que são coerentes entre si, apresentam maiores intervalos de concentração e são os únicos dados que contam com períodos anteriores e posteriores ao rompimento da barragem do Fundão.

#### 4.4 OBTENÇÃO E TRATAMENTO DOS DADOS DE VAZÃO

Os dados de vazão média diários das estações que fazem parte da Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN) foram obtidos pelo portal [HidroWeb](#) que é uma ferramenta integrante do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH). O SNIRH concentra informações sobre as águas do Brasil e oferece acesso ao banco de dados que contém todas as informações coletadas pela rede hidrometeorológica nacional (SNIRH, 2014).

Já os dados de vazão média diários para as estações localizadas em reservatórios são fornecidas pelas UHEs e disponibilizadas no site do Sistema de Acompanhamento de Reservatórios (SAR), de onde foram baixados. O SAR também faz parte do SNIRH e foi criado pela Agência Nacional de Águas (ANA) em 2013 para organizar em um sistema operacional os dados operativos dos reservatórios do Brasil. Mais especificamente, os dados de vazão baixados provieram do módulo 1 do SAR, o [Sistema Interligado Nacional \(SIN\)](#).

Foram obtidos os dados de vazão média diária disponíveis e correspondentes às estações virtuais estudadas neste trabalho. Os dados foram baixados e tratados de 2000, período a partir do qual são disponibilizadas as imagens MODIS, até 2020, abrangendo o período anterior ao rompimento da barragem, bem como os 5 anos posteriores a ele.

#### **4.4.1 Uso dos dados de vazão**

O uso dos dados de vazão é especialmente importante no rio Doce para este estudo por pelo menos dois motivos. Primeiramente, pois vazões elevadas acarretam, em geral, em uma ressuspensão de sedimentos de fundo e aumento da turbidez e, sabendo que a maior parte dos rejeitos depositados no rio Doce em função do rompimento da Barragem do Fundão permanecem na calha principal do rio, grandes vazões podem ressuspender estes sedimentos degradando a sua qualidade e gerando um maior fluxo de massa no rio. O segundo motivo tem relação com o cálculo do fluxo mássico no rio, o que impacta os usos do rio, bem como a vida útil das barragens.

Em posse das inversões para obtenção dos dados de sólidos em suspensão através dos dados de Rrs, os dados de vazão podem ser utilizados para estimar a componente de descarga sólida suspensa correspondente aos sólidos em suspensão utilizando a equação 4.1:

$$Q_{ss} = 0,0864 Q_l \times TSS \quad (4.1)$$

Em que  $Q_{ss}$  é a vazão sólida superficial em T/d,  $Q_l$  é a vazão líquida em m<sup>3</sup>/s e TSS é a concentração de sólidos suspensos totais em mg/L. Isto pode ser feito, pois as medições de sólidos suspensos totais no Brasil são feitas pelo método de Igual Incremento de Largura (IIL) e Igual Incremento de Descarga (IID), de tal forma que a medida de SST representa a concentração média de sólidos suspensos total na seção transversal do rio. Vale ressaltar que de acordo com Carvalho *apud* Condé (2021, p.56) a descarga sólida em suspensão corresponde normalmente de 80 a 90% da descarga sólida total. O restante, é composto pela descarga sólida do leito ou de arraste. As partículas que compõem a descarga de arraste estão submetidas a forças de resistência distintas das forças às quais são submetidas as partículas em suspensão, as quais estão livres no meio líquido, e por isto são medidas separadamente (Carvalho *et al.*, 2000). Ainda assim, a descarga sólida em suspensão pode ser uma boa indicadora da descarga sólida total.

#### **4.5 VERIFICAÇÃO DE HOMOGENEIDADE**

Para verificar a homogeneidade das séries temporais dos dados de campo utilizados, foi aplicado o teste de Pettitt (1979). Esse teste permite não só observar a quebra do padrão temporal, como calcular um ponto de ruptura dentro desta série. De maneira breve, o teste de Pettitt é um teste de hipóteses bicaudal que indica uma quebra de tendência dentro de uma série de dados, caso ela exista, separando a série original em duas séries com médias e comportamentos distintos. Para tanto, ela oferece um p-valor a ser comparado com o nível de significância que, por padrão, é de 0,05. Caso o valor de p seja inferior ao nível de significância, deve-se rejeitar a hipótese nula ( $H_0$ : os dados são homogêneos) e aceitar a hipótese alternativa ( $H_a$ : os dados são heterogêneos). Assim, caso a série se mostre heterogênea, o teste de Pettitt, o qual foi realizado com o software XLSTAT 2021.4, também mostra o ponto de ruptura de tendência da série, bem como fornece os valores médios observados em cada uma das partes tidas como heterogêneas. Em suma, utilizar esse teste adiciona uma camada a mais na compreensão das tendências históricas de uma dada componente ambiental, tendo sido aplicado neste trabalho com sucesso aos dados de campo de sólidos suspensos totais, turbidez e vazão.

## 4.6 DADOS RADIOMÉTRICOS

### 4.6.1 MODIS

O sensor MODIS é um instrumento chave do Sistema de Observação da Terra (EOS) da NASA. Ele foi lançado em duas unidades em 18 de dezembro de 1999 e 04 de maio de 2002, respectivamente a bordo das plataformas EOS-AM e EOS-PM posteriormente renomeadas Terra (EOS-AM) e Aqua (EOS-PM). Ele foi desenvolvido sobretudo para observações da terra, dos oceanos e da atmosfera e tem uma resolução espacial moderada (de 250 m a 1 km) com bandas espectrais variando da região do visível (VIS) até a região do infravermelho de ondas longas (LWIR) (Xiong e Barnes, 2006), como pode ser visto na figura 4.6.

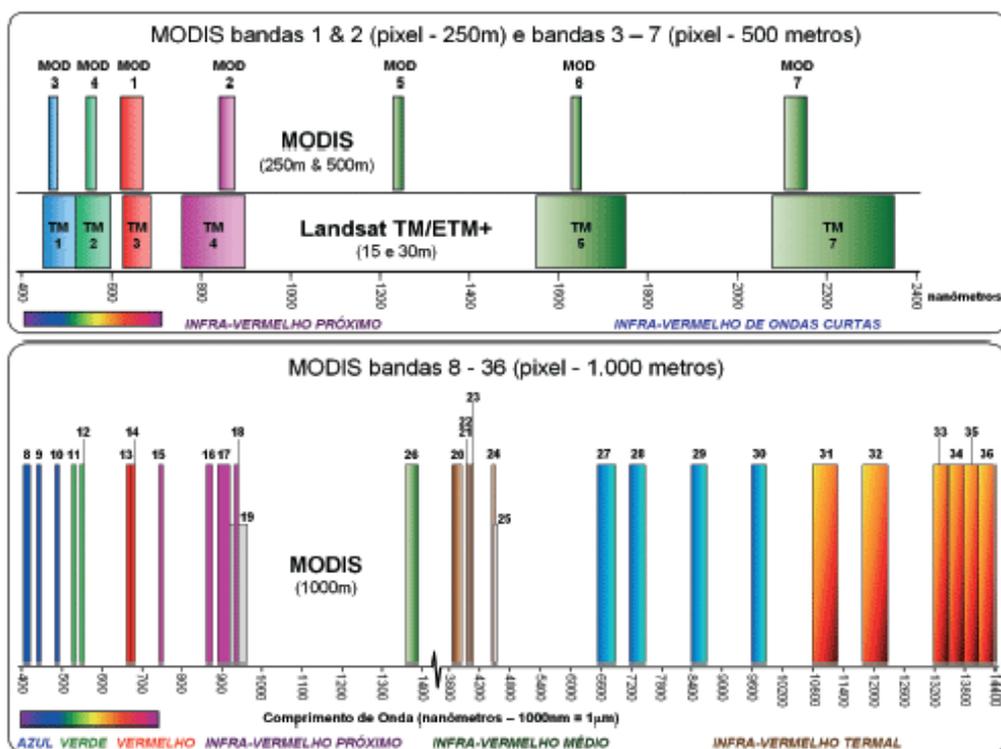


Figura 4.6 - Quadro sinóptico sobre as resoluções espectrais e espaciais do sensor MODIS e comparação com os sensores TM/Landsat-5 e ETM+/Landsat-7. Fonte: MundoGEO (2004).

O projeto deste sensor veio do desejo da comunidade científica de observar o planeta a cada 1 ou dois dias, com resolução espacial moderada, no intervalo eletromagnético acima mencionado, a fim de, com isso, mensurar inúmeros parâmetros geofísicos (Salomonson et al., 2006). Para tal, utilizam-se uma ou mais bandas radiométricas dentre

as 36 bandas espectrais do sensor MODIS. O período inicial previsto para o funcionamento do sensor era de 5 anos (Salomonson et al., 2006), mas este segue em uso até hoje.

#### **4.6.2 Sentinel-2**

A missão da Agência Espacial Europeia (ESA) Copernicus compreende dois satélites gêmeos em órbita polar e em fase a 180° entre si projetados para uma revisita de 5 dias no equador (resolução temporal individual de 10 dias por satélite) e carrega um Instrumento Multiespectral (MSI) que amostra 13 bandas espectrais com bandas à 10, 20 e 60 metros de resolução espacial (ESA, 2015).

O satélite Sentinel 2-A foi lançado primeiro, em 23 de junho de 2015 e alcançou a maturidade provisional (quando os dados são parcialmente validados e o uso destes é recomendado para estudos que não necessitem de uma validação rigorosa) em dezembro de 2015, tendo sido utilizado para acessar a reflectância em nível 1-C Topo de Atmosfera (TOA) pela comunidade internacional (Li, 2017). O seu par, o satélite Sentinel 2-B foi lançado em 7 de março de 2017.

#### **4.6.3 Características, obtenção e tratamento dos dados MODIS**

Os dados a serem utilizados fazem parte da coleção-5 dos dados MODIS de reflectância de superfície, os quais são distribuídos como dados validados em estágio 2, o que de acordo com o *Level-1 and Atmosphere Archive & Distribution System - LAADS (20–)* da NASA significa que a acurácia destes dados foi amplamente verificada e que eles estão prontos para serem utilizados em publicações científicas. Tratam-se de dados que oferecem uma estimativa da reflectância espectral ao nível da superfície (dados MOD09 e MYD09) corrigindo os dados de reflectância de topo da atmosfera (TOA) das interferências dos gases atmosféricos e dos aerossóis. São marcados MOD os dados - MODIS provenientes da plataforma TERRA desde dezembro de 1999 e MYD os dados MODIS provenientes da plataforma AQUA desde maio de 2002.

Foram usados os dados de reflectância ao nível da superfície (BOA) (MOD09 e MYD09) dos sensores orbitais MOD, que vê a superfície completa da Terra diariamente passando de norte ao sul do planeta pelo equador durante a manhã e MYD, que vai do sul ao norte passando pelo equador durante a tarde. Tradicionalmente utilizam-se os compósitos de 8 dias das imagens MODIS, pois, conforme descrito por Villar *et al.* (2012), estes dados reduzem a quantidade de dados a serem analisados já que uma grande parte das imagens diárias não podem ser utilizadas devido à cobertura persistente das nuvens, além de que os compósitos reduzem significativamente os efeitos direcionais e a influência dos artefatos atmosféricos. Estes compósitos foram usados neste trabalho para se tentar calibrar e validar modelos do tipo componente ambiental de interesse/ Rrs. Com a calibração e a validação dos modelos sendo satisfatórias, as imagens não utilizadas no modelo servem para o monitoramento de toda a série temporal, expandindo a quantidade original de dados disponíveis somente através do monitoramento convencional. Contudo, visto que nos dias próximos ao rompimento da barragem houve monitoramento intensificado dos sedimentos e da qualidade da água no rio Doce, havia a possibilidade de que os compósitos octadiários não se mostrassem satisfatórios, e por isso foi também analisada a também a possibilidade de uso das imagens diárias na calibração das relações dado de campo x Rrs. Isto seria uma forma de captar as nuances diárias da concentração do período imediatamente após a ruptura, já que para este período se tem mais coletas de campo do que imagens octadiárias disponíveis. Vale lembrar que esta melhoria está condicionada à qualidade dos dados de campo obtidos e à presença de condições atmosféricas que possibilitem a extração da reflectância de sensoriamento remoto das estações virtuais analisadas.

Quanto à obtenção e tratamento das imagens, todas as imagens MODIS disponíveis podem ser obtidas através do *software* GetModis que é gratuitamente disponibilizado pelo Serviço de Observação dos Recursos Hídricos da Bacia Amazônica (SO-HyBAm). Esse software permite a extração das imagens já preparadas para o processamento com o *software* Mod3r v.1.42a, também disponibilizado gratuitamente pela mesma instituição, o qual é utilizado para processar as imagens. O processamento realizado com o Mod3r é feito para que ocorra uma seleção semiautomatizada (automatizada com a definição de parâmetros iniciais pelo usuário) selecionando os pixels de água e extraíndo de cada um deles os dados de reflectância de sensoriamento remoto do corpo hídrico estudado. Neste

processo, é necessário ter definidos os polígonos dos quais se quer extrair a reflectância (as estações virtuais), pois estes são um dado de entrada do *software* Mod3r e indicam a região da imagem sobre a qual será aplicado um algoritmo para a identificação dos pixels de água. Uma vez que estes pixels forem identificados são exportados os dados de reflectância de sensoriamento remoto juntamente dos indicadores de qualidade da imagem, como o número de pixels de água detectados, o ângulo do sensor em relação ao alvo (Vzen), o ângulo do sensor em relação à luz do sol (*Sunlint angle*) e desvios-padrão das medições realizadas.

#### **4.6.4 Características, obtenção e tratamento dos dados Sentinel-2**

Os dados Sentinel-2 são disponibilizados em diferentes níveis. São 3 níveis com diferentes produtos, 0, 1A, 1B, 1C e 2A. O nível 0 abrange a imagem comprimida em formato de pacote fonte de informação – ISP, metadados e dados auxiliares. O produto 1A trata-se da descompressão da imagem bruta de nível 0, o 1B trata-se da imagem com valores de radiância do topo da atmosfera (TOA) com algumas correções, tais quais remoção de pontos sem sinal, interpolação de pixels defeituosos e filtragem espacial com cerca de 25 km por 23 km e o 1C é composto de faixas de 100 x 100 km<sup>2</sup> orto-retificadas sob a projeção UTM/WGS84 e apresenta dados de reflectância TOA pixel a pixel com resolução espacial de 10, 20 ou 60 metros a depender da banda radiométrica utilizada. Ainda, há imagens de nível 2A que incluem a classificação de cenas e a correção atmosférica aplicada sobre os produtos TOA de nível 1-C ortoretificados, gerando o produto de interesse, a ortoimagem de reflectância corrigida ao nível da superfície (um produto BOA) Para realizar a inversão dos dados de reflectância às componentes ambientais de interesse é preciso utilizar os dados de reflectância de sensoriamento remoto BOA, de tal forma que é preciso obter os dados de nível 2A.

As imagens dos satélites Sentinel-2A e 2B são disponibilizadas no site centro de acesso aberto Copernicus que provê acesso gratuito e aberto aos dados das missões Sentinel-1, Sentinel-2 e Sentinel-3. Como dito anteriormente, precisa-se das imagens de nível 2A para realizar a inversão dos valores de reflectância aos valores das componentes ambientais de interesse. Para obtê-las é possível baixar as imagens de nível 1C e aplicar uma correção atmosférica, o que pode ser um processo custoso em termos de tempo e de

processamento, ou baixá-las diretamente em nível 2A e delas extrair os valores de reflectância diretamente. Contudo, até julho de 2018 as imagens Sentinel-2 do rio Doce disponibilizadas na plataforma Copernicus eram apenas de nível 1C, de tal forma que a correção atmosférica deveria ser realizada pelo usuário. Já em outubro de 2021, os produtos 2A também são disponibilizados gratuitamente com a correção atmosférica Sen2Cor, entretanto estes produtos não estão disponíveis para todas as datas e regiões do globo que os produtos 1C. No caso do rio Doce, as imagens de nível 2A que o abrangem não incluem datas anteriores a dezembro de 2018.

Ainda assim, mesmo sendo possível baixar as imagens Sentinel-2 de nível 2A, o procedimento padrão para se obter as reflectâncias das imagens depois de baixadas era extraí-las das máscaras virtuais em cada imagem, uma por uma. Este processo ainda leva um tempo considerável, mas surgiram maneiras de automatizá-lo. Uma destas maneiras é o uso do S2WP (*Sentinel-2 Water Processing*), que é um algoritmo ainda não publicado desenvolvido empiricamente pelo DSc Dhalton L. T. Ventura, a partir da análise das relações espectrais em dados de reflectância extraídos de milhares de pixels de água em imagens Sentinel-2 nível 2A. Segundo o criador do algoritmo, para extração dos dados, definiram-se pontos amostrais em águas com características óticas distintas, nas bacias do São Francisco, Negro, Solimões, Madeira, Tietê e Piranhas-Açu, classificando-os, a priori, com base em sua confiabilidade, nebulosidade, sombra e *sunlint* (o brilho do sol advindo da reflexão especular em um corpo hídrico). Por meio de análises exploratórias, identificaram-se índices espectrais cujas relações matemáticas permitem a distinção entre pixels de diferentes classes de qualidade, a despeito da variabilidade nas propriedades óticas das águas correspondentes. Assim, através da aplicação do S2WP é possível selecionar, para uma dada imagem e área de interesse, os pixels de água confiáveis.

Uma vez que foram definidas as coordenadas geográficas das estações virtuais no rio Doce, os dados de reflectância dos pixels de água confiáveis dentro do perímetro de cada estação podem ser extraídos. A saída deste processo são planilhas com as médias das reflectâncias de sensoriamento remoto dos pixels de água disponíveis em cada estação virtual para cada banda radiométrica disponível nas imagens do tipo 2A. As reflectâncias de sensoriamento remoto resultantes deste processo são a medida radiométrica utilizada

para estimar as componentes ambientais de interesse em um modelo bio-óptico, o qual é apresentado na seção 4.6.

Assim, tendo os satélites Sentinel-2 como alternativa ao sensor MODIS para avaliar a possibilidade de se estimar a turbidez e os sólidos em suspensão no rio Doce, optou-se por utilizar as imagens Sentinel-2 disponibilizadas em nível 2A a partir de dezembro de 2018.

#### **4.6.5 Metodologia para o uso dos sensores orbitais**

No âmbito deste trabalho, foi dada prioridade ao sensor MODIS, pois a sua série histórica começa quase 15 anos antes do rompimento da barragem do Fundão de tal forma que do ponto de vista da abrangência temporal ele é o melhor sensor para responder ao objetivo deste trabalho: “analisar a dinâmica hidrossedimentar do Rio Doce, de 2000 a 2020, antes e após do rompimento da Barragem do Fundão, para monitorar a recuperação do rio após a catástrofe”.

Por outro lado, os dados Sentinel-2 de nível 2A, que no momento são disponibilizados apenas partir de dezembro de 2018 para o rio Doce, não servem para investigar e acompanhar a evolução do rio ao longo do período objetivado. Contudo, antes de realizar a inversão (uso dos dados de reflectância para estimativa das componentes ambientais de interesse), como proposto para com o sensor MODIS, é preciso cumprir com o primeiro objetivo específico deste trabalho, avaliar a possibilidade de se estimar as componentes ambientais de interesse no rio Doce através dos sensores orbitais selecionados. Neste contexto, ainda que os dados dos satélites Sentinel-2 não sirvam para o acompanhamento anterior à ruptura da barragem, eles são uma alternativa a ser utilizada neste trabalho caso não se consiga uma correlação satisfatória entre os dados de campo e os dados de reflectância MODIS nas estações virtuais ao longo do rio Doce.

Além disto, os modelos de inversão criados com os dados do satélite Sentinel-2, permitem o monitoramento à distância de regiões do rio Doce que não podem ser avaliadas através dos sensores MODIS em virtude da largura do rio e da resolução espacial dos sensores, de 20 metros (Sentinel-2) contra 250 metros (MODIS). Isso pois, vale lembrar que se

deve tomar cuidado com a inversão da turbidez, ou de outros dados de qualidade da água, em rios estreitos, ou estreitos em relação ao tamanho dos pixels dos sensores, como explicado em Lobo *et al.* (2015). Este cuidado deve ser tomado, pois, ainda que haja um pixel aparentemente composto apenas por água, ocorre o efeito de adjacência, que se trata de uma interferência indesejada no sensoriamento remoto da cor das águas. Ele é definido pela mistura espectral de pixels adjacentes que integram a resposta espectral de um pixel alvo. Neste sentido, sabendo que os efeitos de adjacência podem ter grandes impactos nas reflectâncias percebidas pelos sensores, sobretudo na região do NIR, e que este efeito é tanto maior quanto maior a diferença entre as reflectâncias do alvo e as reflectâncias adjacentes a ele (Minomoura *et al.*, 2001), uma baixa razão entre o tamanho do pixel e a largura de um corpo hídrico pode resultar em resultados inconsistentes e no insucesso de um modelo bio-óptico.

A tabela 4.3 traz algumas características dos dados radiométricos utilizados. Em resumo, foram utilizados dados:

- MODIS: dados de reflectância BOA MOD09(a,q) e MYD09(a,q) octadiários (2000 - 2020) e diários MOD09(ga, gq) e MYD09(ga, gq) (11/2015 à 05/2016);
- Sentinel-2: dados de reflectância BOA (Dez. 2018 a Dez. 2020).

Tabela 4.3 – Características dos dados de reflectância de sensoriamento remoto (Rrs) utilizados. Sensores MODIS e sensor MSI a bordo do satélite Sentinel-2.

<b>Bandas Radiométricas</b>	<b>MODIS</b>	<b>Sentinel-2 (MSI)</b>
Vermelho	B1 – 645 nm	B4 – 665 nm
NIR	B2 – 859 nm	B8 – 842nm
Verde	-	B3 – 560 nm
Resolução espacial	250 m	20 m

#### 4.7 MODELAGEM BIO-ÓPTICA

Depois de obtidos os dados de reflectância de sensoriamento remoto e as componentes ambientais de interesse, a calibração do modelo bio-óptica seguiu duas etapas, a análise

gráfica preliminar e a criação do modelo bio-óptico. A análise gráfica preliminar consistiu de uma avaliação das relações entre a  $R_{rs}$  na região do vermelho e do infravermelho versus as componentes ambientais de interesse a fim de identificar as faixas de saturação da reflectância no vermelho, bem como a homogeneidade destas relações entre as diferentes estações de medição da qualidade da água. Esta avaliação preliminar permite saber se é possível apresentar as estações de maneira conjunta e fornece valores iniciais para as constantes das equações de inversão, além de permitir escolher valores iniciais para os limiares de reflectância com base na saturação observada.

Como visto no item 3.3, a reflectância satura a partir de uma dada concentração de TSS na água. Assim, visto que o *software* MOD3R v1.42a retorna as reflectâncias dos sensores MODIS nas regiões do vermelho e do infravermelho, foram testados limiares de reflectância no vermelho de maneira semiempírica para a escolha das faixas nas quais se utilizará somente a  $R_{rs}$  no vermelho, somente no infravermelho, ou ambas no processo de inversão. Para águas muito carregadas em sedimentos, o NIR também pode saturar e uma solução utilizada nestes casos é o uso da razão de bandas como NIR/R (Villar *et al*, 2013; Chen *et al*, 2015), esta possibilidade também foi explorada. Para fins de simplificação, são apresentadas na metodologia propostas de modelos com limiares apenas na região do vermelho, contudo, para a utilização da razão de bandas é adotada a mesma lógica que se usa na transição da reflectância no vermelho para a reflectância no infravermelho. É definida uma transição ponderada do infravermelho próximo à razão NIR/R, com limites inferiores e superiores no infravermelho próximo.

Para definição das equações de inversão utilizando cada uma das bandas radiométricas disponíveis, foram testados ajustes lineares, exponenciais e logarítmicos entre os dados de campo (turbidez e TSS separadamente) e a reflectância de sensoriamento remoto. Para abarcar a saturação da relação  $R_{rs}$ / componente ambiental na região do vermelho são apresentados limiares de reflectância na região do vermelho como mostrado nas equações de 4.2 a 4.4.

$$\begin{aligned}
 & \text{Se } R_R \leq R_{Rmin}; C = f(R_R) \\
 & \text{Se } R_{Rmin} < R_R \leq R_{Rmax}; C = f(R_R, R_{IR}) \\
 & \text{Se } R_R > R_{Rmax}; C = f(R_{IR})
 \end{aligned}
 \tag{4.2}$$

Em que  $R_R$  representa os valores de reflectância na região do vermelho;  $R_R \min$  e  $R_R \max$  são os limiares mínimo e máximo de reflectância na região do vermelho a partir dos quais são trocadas as equações;  $R_{IR}$  são os valores de reflectância na região do infravermelho; e C representa as componentes ambientais de interesse, a concentração de SST ou a turbidez. Para a situação intermediária,  $R_R \min < R_R \leq R_R \max$ , foi feita uma ponderação utilizando os valores de reflectância no vermelho e no infravermelho, dada por uma equação do tipo:

$$C = f(R_R, R_{IR}) = w \times f(R_R) + (1 - w) \times f(R_{IR}) \quad (4.3)$$

Com,

$$w = \frac{R_R \max - R_R}{R_R \max - R_R \min} \text{ com } \begin{cases} w = 1, & \text{se } R_R \geq R_R \max \\ w = 0, & \text{se } R_R \leq R_R \min \end{cases} \quad (4.4)$$

Em que  $w$  varia entre 0 e 1 é a variável utilizada para ponderar o peso das reflectâncias do vermelho e do infravermelho na faixa intermediária entre  $R_R \min$  e  $R_R \max$ . Um maior detalhamento das variações das equações 4.2 e 4.3 é apresentado na seção 6.1.5.

No que diz respeito aos dados do sensor MSI a bordo dos satélites Sentinel-2A e Sentinel-2B, serão utilizadas as mesmas estruturas de equações já mencionadas, com a diferença que no caso dos dados Sentinel-2, tem-se uma gama de bandas radiométricas disponíveis (bandas de 1 a 12 variando de 443 nm à 2.190 nm), o que permite maior flexibilidade na escolha destas. Um exemplo disto, é a possibilidade de utilizar a banda do verde para estimar concentrações muito baixas ( $\leq 8,5$  mg/L) como feito em Novoa (2017).

Quanto às etapas de calibração e validação, optou-se por realizar a calibração com 50% dos pares de dado Rrs/componente ambiental. Estes foram escolhidos por amostragem aleatória sistemática, de tal forma que se encontram igualmente distribuídos em toda série histórica (de 2000 a 2019), evitando vieses sazonais. Os demais dados, os 50% restantes, foram utilizados na validação do modelo. Assim, as equações de calibração foram aplicadas ao jogo de dados de validação e foram recalculados os indicadores de erro e ajuste entre estes últimos e os dados de campo. Com isto, verifica-se se o ajuste foi razoável e se a calibração é robusta. Em linhas gerais isto foi feito da seguinte maneira:

1. Otimizou-se equações que descrevessem a relação entre os dados de campo e de reflectância de sensoriamento remoto do conjunto de dados de calibração;
2. Esta relação, que é descrita por uma ou mais equações matemáticas, se dada como satisfatória, foi adotada como uma das calibrações do modelo (foram testadas diferentes calibrações);
3. Fez-se o caminho inverso com o conjunto de dados de validação, aplicando as equações calibradas aos dados de Rrs restantes de modo a validar a performance das equações calibradas em um conjunto de dados que não foi utilizado para calibrá-las, o que traz maior confiabilidade e permite a diminuição de vieses do modelo;
4. Comparam-se os valores estimados e medidos através de métricas estatísticas e de análise gráfica tanto na etapa de calibração quanto na etapa de validação.

Percebeu-se que a criação de filtros para retirar da análise imagens de menor qualidade melhorou a precisão do modelo. Assim, foram removidas das imagens utilizadas nos modelos e nas análises gráficas apresentadas imagens com apenas um pixel de água, com ângulo de *sunlint* igual ou superior a  $60^\circ$  ou distância entre o intervalo de datas abrangido pelo compósito octadiário MODIS e a medição de campo superior a 5 dias.

Ainda, a otimização das constantes presentes nas equações calibradas para os modelos de inversão se deu por meio de duas abordagens. Uma primeira partindo da maximização do  $R^2$  com valores iniciais convergentes e com restrições para que o maior valor estimado variasse entre 0,5 e 2 vezes o maior valor medido. E, uma segunda, objetivando a minimização do indicador de erro residual RSR. No caso da otimização para maximização do  $R^2$  foi aplicado um fator de correção para minimização do erro residual a posteriori, o que mantém o ajuste, mas tende a melhorar a simulação das magnitudes médias (avaliada pelo indicador PBIAS) e de tendências (avaliada pelo indicador NSE). A maximização e minimização dos indicadores estatísticos mencionados foi feita utilizando a função Solver do *software* Excel 365 com a aplicação do método GRG não-linear. Para evitar o problema da identificação de máximos e mínimos locais, foram testados diferentes valores iniciais que fossem coerentes com a realidade do problema.

## 4.8 AVALIAÇÃO DOS ALGORITMOS UTILIZADOS

Os algoritmos calibrados e validados foram avaliados por duas vertentes. A primeira foi a análise gráfica, a qual traz informações acerca da coerência dos modelos criados e pode explicitar modelos que funcionam bem para altas concentrações, mas não funcionem bem para as baixas ou médias concentrações e vice-versa. Além disso, foram utilizados os indicadores estatísticos considerados ótimos para a análise dos modelos. Primariamente, com base em Watanabe *et al.* (2015) e Han *et al.* (2016) se cogitou utilizar o erro médio quadrático (RMSE) (equação 4.6), o erro médio quadrático normalizado (NRMSE) (equação 4.7), a razão média entre valores estimados e medidos ou simplesmente (*ratio*) (equação 4.8), o viés médio normalizado PBIAS ou MNB (equação 4.9), o erro percentual médio absoluto (MAPE) (equação 4.10) e o coeficiente de determinação ( $R^2$ ). Contudo, após as pertinentes considerações de Moriasi *et al.* (2007) acerca da avaliação de diversos indicadores estatísticos comumente utilizados, se entendeu que seria mais interessante e eficaz utilizar 3 indicadores principais para a avaliação de modelo, além de um quarto indicador, o qual foi restrito à etapa de calibração a fim de escolher o modelo de equação que melhor representava a relação entre os dados de campo e os dados de Rrs.

Vale ressaltar que foi utilizada a minimização do MAPE nas primeiras otimizações para calibração dos modelos, mas este indicador foi considerado contraindicado neste trabalho. O MAPE é dado pela equação 4.5 e é apresentado para tecer as justificativas pelas quais ele é contraindicado.

$$MAPE = \frac{100}{n} \sum_i^n \left| \frac{(x_i - x'_i)}{x_i} \right| \quad (4.5)$$

Na equação 4.5  $x'_i$  é a variável simulada aleatória de índice  $i$  e  $x_i$  é o valor real ao qual corresponde esta variável. Este indicador parece razoável e normaliza os erros obtidos em grandes ou baixas concentrações, não obstante, ele é normalizado por cada valor observado, ou seja, para uma mesma diferença entre  $x'_i$  e  $x_i$  ele pode ser muito maior quando  $x'_i$  superestima  $x_i$  do que quando o contrário ocorre. Desta maneira o MAPE penaliza significativamente mais modelos que superestimam as componentes ambientais

observadas em relação à penalidade aplicada em modelos que subestimem as componentes observadas mesmo para uma mesma diferença absoluta entre elas.

Outro indicador a ser utilizado com cautela é o  $R^2$ . O  $R^2$  é dado pelo quadrado do coeficiente de correlação de Pearson:

$$R^2 = \left( \frac{\sum_i^n (x_i - \bar{x}_i)(x'_i - \bar{x}'_i)}{\sqrt{\sum_i^n (x_i - \bar{x}_i)^2} \sqrt{\sum_i^n (x'_i - \bar{x}'_i)^2}} \right)^2 \quad (4.6)$$

Na equação,  $\bar{x}'_i$  corresponde ao valor médio simulado  $\bar{x}_i$ , ao valor médio observado. O problema do  $R^2$  para comparar a performance de modelos é que, um modelo que apresenta mais pontos aleatórios que confirmem a curva de tendência apresenta um maior  $R^2$ , mas nem sempre é melhor do que o modelo de menor  $R^2$  e que eventualmente apresentou menos pontos confirmando uma dada curva. Além disso, o  $R^2$  é um indicador que varia de 0 a 1 indicando a parcela da variabilidade dos dados pode ser explicada pela relação entre as variáveis analisadas. Assim, ele pode ser usado para se ter uma ideia da correlação, do ajuste entre os dados, mas para saber se um modelo apresenta boa performance, também é preciso analisar os erros residuais e os vieses deste modelo para além do ajuste.

Finalmente, Moriasi et al. (2007) sugere a avaliação de um modelo a partir de três vertentes, a capacidade de simulação das magnitudes médias, das tendências e da variação residual de um modelo. Para tal, ele sugeriu, respectivamente, o indicador viés médio percentual normalizado (PBIAS) (eq. 4.7), o coeficiente de eficiência de modelos Nash–Sutcliffe (NSE) (eq. 4.8) e a razão entre o RMSE e o desvio padrão observado (RSR) (eq. 4.9), que é um RMSE (eq. 4.10) normalizado pelo desvio padrão. Estes indicadores são obtidos pelas equações de 4.7 a 4.10.

$$PBIAS = \frac{100}{n} \sum_i^n \frac{(x_i - x'_i)}{x_i} \quad (4.7)$$

O PBIAS foi escolhido como indicador da capacidade de simulação das magnitudes médias, pois além de ser um indicador simples e de fácil interpretação, ele mostra a tendência média dos dados simulados a serem maiores ou menores do que os dados observados. Isto é interessante para compreender os vieses do modelo, em média, e saber se o modelo é acurado ou não. Valores negativos indicam que o modelo superestima, em média, a variável observada e valores positivos indicam que o modelo subestima a variável observada. Zero é o valor ótimo.

$$NSE = 1 - \sum_i^n \frac{(x_i - x'_i)^2}{(x_i - \bar{x}_i)^2} \quad (4.8)$$

O NSE foi escolhido como indicador da capacidade de simulação das tendências do modelo, pois ele compara o erro fornecido pelo modelo quando comparado com o erro fornecido pelo estimador média. Ou seja, caso a soma dos quadrados das diferenças entre valores estimados e observados for maior do que a soma dos quadrados das diferenças dos valores observados e a média destes, conclui-se que os dados estimados estão fornecendo resultados piores do que se todos os dados simulados fossem iguais a média dos dados observados. Neste caso, o NSE dará negativo, indicando que o modelo não é razoável. Caso o NSE dê zero, o modelo simula tão bem os valores observados quanto o estimador média, o que também não é razoável. Quanto mais próximos de 1, menor o erro do modelo em relação ao estimador média e melhor o modelo é em simular os valores observados.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_i^n (x'_i - x_i)^2} \quad (4.9)$$

$$RSR = \frac{RMSE}{(STDV_{obs})} \quad (4.10)$$

Na equação 4.10 o  $STDV_{obs}$  representa o desvio padrão observado. O RSR foi escolhido como indicador da variação residual de um modelo, pois ele traz os benefícios do

indicador de erro amplamente utilizado RMSE, mas também inclui um fator de normalização (Moriasi *et al.*, 2007) que faz com que os resultados sejam mais facilmente comparáveis entre modelos. Não seria adequado, por exemplo, comparar o RMSE, que é um valor dado na unidade da variável de interesse, de um modelo de baixa amplitude, com um modelo de alta amplitude, pois ainda que ambos os modelos apresentem erros relativos equivalentes, o RMSE do modelo de maior amplitude seria maior. Assim como outros indicadores de erro, quanto mais próximo for o RSR de 0, menores são as variações residuais do modelo, ou seja, menor é o erro normalizado entre as variáveis observadas e simuladas.

Assim, primeiramente, foi feita a análise gráfica das relações Rrs/ componente ambiental e foram definidos modelos de curva levando em conta o melhor R<sup>2</sup>, mas também a teoria da óptica hidrológica para que não houvesse proposições incoerentes. Posteriormente, foram otimizados os valores das constantes para cada equação, bem como dos limiares de reflectância na região do vermelho. Em seguida, tendo o modelo otimizado, foi refeita a avaliação gráfica, agora entre os dados estimados e observados e foram calculados os indicadores estatísticos mencionados para realização da calibração e da validação dos modelos. Os valores de referência dos indicadores estatísticos utilizados para avaliar o modelo se encontram na tabela 4.3.

Tabela 4.4 – Avaliação geral de desempenho para os indicadores estatísticos recomendados a um passo mensal. Fonte: adaptado de Moriasi *et al.* (2007).

Avaliação de desempenho	RSR	NSE	PBIAS (%)
			Sedimentos
Muito bom	$0,00 \leq \text{RSR} \leq 0,50$	$0,75 < \text{NSE} \leq 1,00$	$\text{PBIAS} < \pm 15$
Bom	$0,50 < \text{RSR} \leq 0,60$	$0,65 < \text{NSE} \leq 0,75$	$\pm 15 \leq \text{PBIAS} < \pm 30$
Satisfatório	$0,60 < \text{RSR} \leq 0,70$	$0,50 < \text{NSE} \leq 0,65$	$\pm 30 \leq \text{PBIAS} < \pm 55$
Insatisfatório	$\text{RSR} > 0,70$	$\text{NSE} \leq 0,50$	$\text{PBIAS} \geq \pm 55$

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 RESULTADOS DE CAMPO

Na tabela 5.1 são mostradas informações sobre as estações fluviométricas, de qualidade da água e as estações virtuais criadas. Nela se encontram o nome das estações virtuais, as abreviações dos nomes das estações virtuais, os códigos das estações de qualidade da água do IGAM, os nomes das estações fluviométricas centralizadas na figura da ANA e os seus códigos correspondentes. Para fins de padronização e simplificação, as estações de qualidade da água e fluviométricas serão referidas pelo nome da estação virtual a elas correspondente. Ou seja, a RD083 (IGAM), que equivale à UHE Baguari (ANA) e à estação virtual Pedra Corrida (abreviação: PCA), será referida simplesmente por PCA ou, pelo nome da estação virtual por extenso, “Pedra Corrida”.

Tabela 5.1 – Características das estações virtuais e das estações hidrossedimentológicas e de qualidade da água correspondentes.

<b>Estação virtual criada</b>	<b>Abreviação</b>	<b>Estação de qualidade da água (IGAM)</b>	<b>Nome da estação fluviométrica (ANA)</b>	<b>Código da estação fluviométrica</b>	<b>Cota média (m)</b>	<b>Distância da foz do Rio (km)</b>
Pedra Corrida	PCA	RD083	UHE Baguari	56846080	187	332
Tumiritinga	TUM	RD053	Tumiritinga	56920000	138	255
Galileia	GAL	-	-	-	131	243
Resplendor	RES	RD059	UHE Aimorés	56990850	101	192
Baixo Guandu	BGU	RD067	UHE Mascarenhas - Reservatório Colatina -	56992390	77	151
Colatina	COL	-	Corpo de Bombeiros	56994510	38	106
Linhares	LIN	-	-	-	33	43

### 5.1.1 Vazão

A figura 5.1 é apresentada para que se compreenda a dinâmica histórica da vazão no Rio Doce. As maiores vazões se encontram, naturalmente, nas estações mais à jusante, como Colatina e Baixo Guandu, e as menores, nas primeiras estações à montante, como Pedra Corrida, Tumiritinga e Resplendor. A vazão apresenta uma dinâmica crescente de outubro a janeiro, atingindo o seu pico em janeiro, e uma dinâmica decrescente de janeiro a setembro, mês no qual atinge os seus valores mínimos.

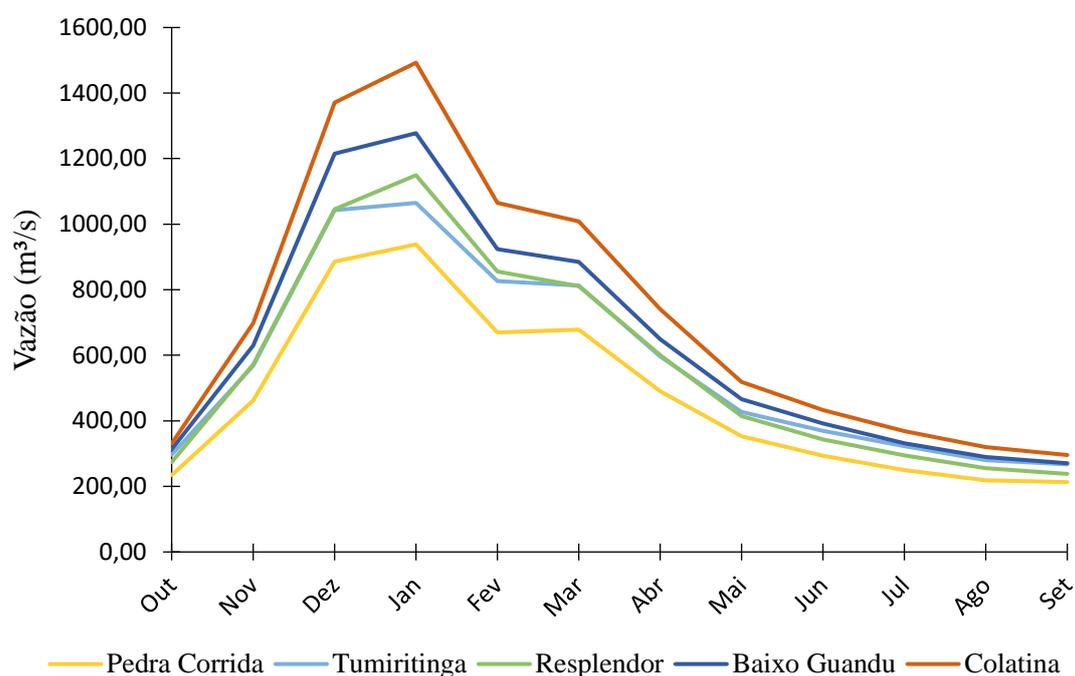


Figura 5.1 – Vazões médias mensais entre 2000 e 2020. Fonte: elaborado pelo autor com base nos dados da fluviométricos disponibilizados pela ANA.

Além das dinâmicas mensais, cabe olhar para a série histórica em busca de alterações no padrão de vazões ao longo do tempo. A alteração de padrões pode derivar de alterações climáticas globais ou regionais que, ao influenciar a vazão, influenciam no carreamento de sedimentos. Esta alteração de padrões pode ser percebida visualmente através da análise gráfica de uma série temporal de vazão, mas também pode ser calculada através do teste de Pettitt (1979). A série temporal de vazões de 2000 a 2020, bem como o resultado gráfico da aplicação do teste de homogeneidade sobre a série de vazões em Baixo Guandu, pode ser vista na figura 5.2.

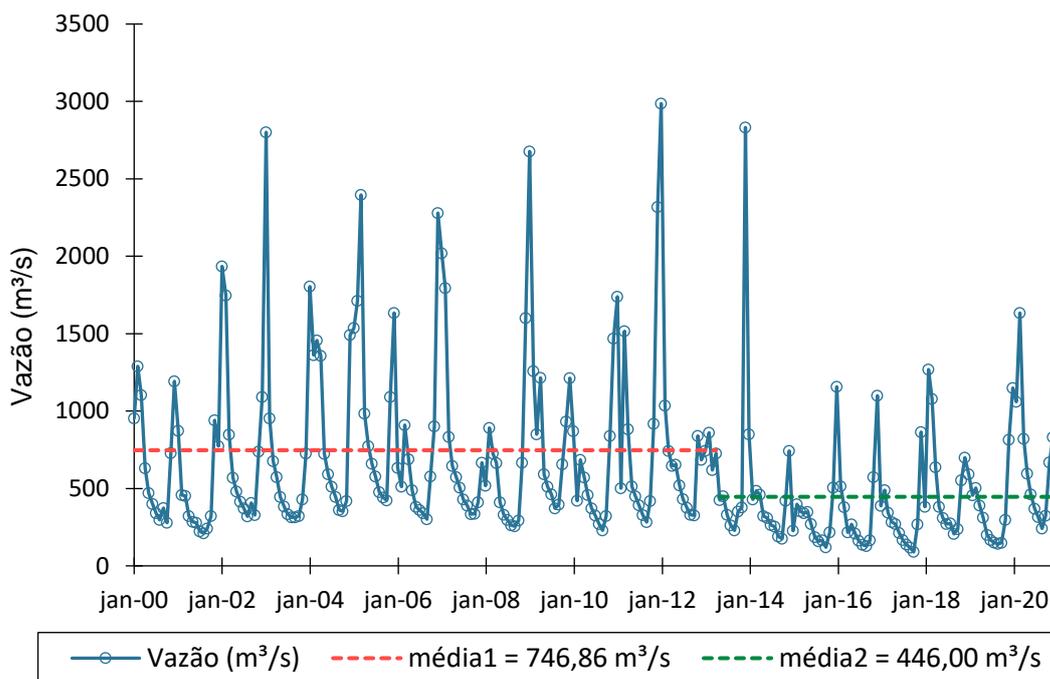


Figura 5.2 – Série de vazões de 2000 a 2020 e teste de homogeneidade de Pettitt (1979) aplicado à estação Baixo Guandu, correspondente à estação fluviométrica UHE Mascarenhas. Fonte: elaborado pelo autor com base nos dados da fluviométricos disponibilizados pela ANA.

Identificou-se quebra no regime de vazão a partir de abril de 2013 em todas as 5 estações fluviométricas avaliadas, Pedra Corrida, Tumiritinga, Resplendor, Baixo Guandu e Colatina. O indicador estatístico p-valor do teste de Pettitt foi menor do que 0,0001 em todos os casos, mantendo-se abaixo do nível de significância estipulado de 0,05. Assim, a hipótese alternativa de que há ruptura de tendência na série de vazões é confirmada com ampla margem de segurança. Isto, bem como a consistência das datas de mudança da dinâmica fluviométrica em todas as estações avaliadas, indica que há dois períodos de vazão distintos e bem definidos. A média de vazão no segundo período, de maio de 2013 a dezembro de 2020, é de aproximadamente 60% da média de vazões no primeiro período. É interessante perceber que a média de vazões de 2013 a 2020 foi menor do que no período anterior de 2000 a 2012. Isto contraria uma possível hipótese de que a ruptura da barragem do Fundão pudesse estar relacionada a vazões extraordinárias ou a regimes fluviométricos sem precedentes. Ao contrário, a ruptura ocorreu em um ano de vazões especialmente baixas, inclusive no período de cheias em 2015.

### 5.1.2 Sólidos Suspensos totais e Turbidez

Uma das razões pelas quais se propôs fazer a inversão dos dados radiométricos de sensores orbitais aos dados de turbidez e de SST é a abrangência e frequência temporal que esse tipo de dados proporciona. Assim, para que seja avaliado como relacionar os dados de campo com os dados de reflectância, cabe detalhar os dados de campo.

A tabela 4.2 mostrou a frequência de coleta de dados de sedimentos e de turbidez realizados pelo IGAM, pela Fundação Renova através das consultorias por ela contratadas, e pelas campanhas feitas com o financiamento da Agência Nacional de Águas (ANA). Contudo, apesar de serem mostrados nela todos os dados de campo recuperados, a fonte de dados de qualidade mais propícia para a modelagem (todas foram testadas) foi o IGAM. Isto pois esta é a série temporal mais abrangente, de 2000 a 2020, com maior amplitude de dados, de 2 a 29540 mg/L (em Tumiritinga), e mais homogêneos, visto que todas as análises foram feitas pela mesma instituição. Já os dados da Fundação Renova são fornecidos por diferentes consultorias e para períodos distintos de observação. Isto dificulta a padronização dos dados para a modelagem. Por fim, os dados das campanhas (ANA) realizadas entre 2018 e 2019, apresentam baixa abrangência temporal e boa amplitude (de 2 a 3148 mg/L), contudo, não há imagens de satélite disponíveis para as datas em que foram verificadas concentrações acima de 100 mg/L, o que limita a amplitude da série para a modelagem e, conseqüentemente, as possibilidades de extrapolação destes dados para intervalos de concentrações maiores.

Mais especificamente quanto aos dados IGAM, percebe-se na pré-ruptura (de 2000 a 04 de novembro de 2015) uma média de 5 ou 6 coletas anuais por ponto de coleta em média, sendo que até 2012, a maior parte das estações apresentavam 4 coletas anuais, uma coleta para cada estação do ano. Já de 2013 a 2015, ainda durante a pré-ruptura, houve um aumento do número de coletas para entre 9 e 12 coletas por ano. Após a ruptura da barragem do Fundão, aumentou-se bruscamente a amostragem ainda em 2015. Em 2016, as coletas ainda se mantiveram elevadas com cerca de duas coletas por mês de maneira mais ou menos constante ao longo dos meses. Posteriormente, se viu uma tendência de estabilização da coleta de dados em cerca de uma coleta por mês de 2017 a 2020.

Após mostrar os metadados, cabe trazer a série histórica completa dos dados de SST. Esta é apresentada em escala logarítmica juntamente com a aplicação do teste de homogeneidade de Pettitt à série de SST. O teste foi aplicado, pois suspeitou-se, ao analisar o comportamento da série histórica de SST e os fatos relevantes, como a inauguração da UHE Baguari em 2009 e o rompimento da barragem do Fundão em 2015, que a série histórica de SST não fosse homogênea. Pareciam haver 3 comportamentos distintos ao longo da série histórica entre 2000 e 2020. Assim, visto que o teste de Pettitt é um teste bicaudal, o que significa que ele pode identificar apenas dois períodos heterogêneos em uma série, realizou-se 3 testes para cada período de interesse. Primeiramente o teste de Pettitt foi realizado toda a série histórica de 2000 a 2020 e em seguida foi realizado outro teste compreendendo os períodos pré e pós-inauguração da UHE Baguari e desconsiderando a ruptura da barragem do Fundão (de 2000 a 2015). O terceiro teste foi realizado entre o segundo semestre de 2009 e dezembro de 2020, compreendendo assim apenas os períodos após a inauguração da UHE Baguari e a ruptura da barragem do Fundão. A série completa e o teste de Pettitt aplicado à estação BGU são apresentados na figura 5.3.

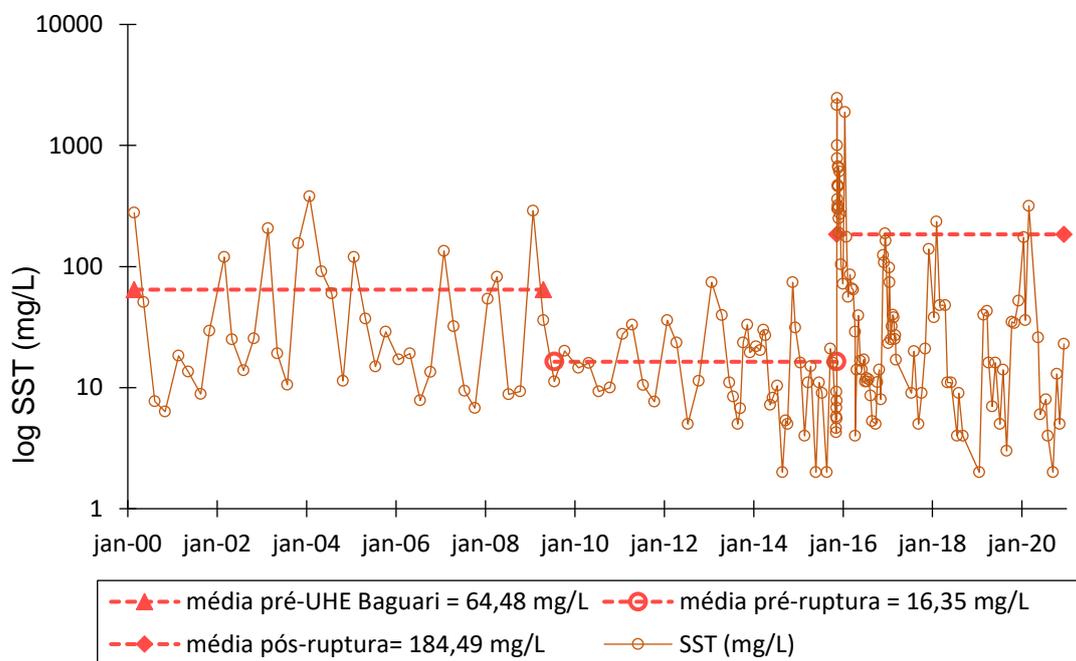


Figura 5.3 – Série de SST e teste de homogeneidade de Pettitt (1979) aplicado à estação Baixo Guandu (estação do IGAM mais à jusante). Fonte: elaborado pelo autor com base nos dados de SST disponibilizados pelo IGAM.

Os resultados dos testes de Pettitt foram consistentes e evidenciaram duas rupturas no padrão da concentração de sedimentos de 2000 a 2020. O maior p-valor encontrado ocorreu na confirmação da hipótese alternativa de que houve quebra de tendência na série de 2000 a 2015, a qual separa os efeitos pré e pós inauguração da UHE Baguari. Ainda assim, este p-valor que é o maior foi de 0,028, ainda sendo inferior ao índice de confiança de 0,05 e aceitando a hipótese alternativa de que as séries são heterogêneas.

Quanto aos valores de concentração na série histórica, percebe-se a que após a inauguração da UHE Baguari houve um decréscimo importante na concentração de SST nas estações a jusante de Baguari, como Tumiritinga, Resplendor e Baixo Guandu. Mais precisamente, em Baixo Guandu a média de julho de 2009 até imediatamente antes ao rompimento da barragem do Fundão equivale a 1/4 da concentração média registrada antes da inauguração da barragem. Visto que a ruptura de tendência na série de vazões só se aconteceu em 2013, descarta-se a hipótese de que a diminuição das vazões tenha sido a responsável pela quebra de tendência na série de SST.

Além da observação da série histórica, os dados podem ser descritos através dos seus valores médios, mínimos, medianos, máximos e pelo desvio padrão para cada período. Avaliando os 3 períodos discretizados pelo teste de Pettitt, tem-se que o segundo período, aquele imediatamente anterior à ruptura da barragem, é caracterizado por uma menor concentração de sólidos suspensos totais, com uma média de concentrações observadas em Baixo Guandu de 16,35 mg/L contra 64,48 mg/L no primeiro período, aquele anterior à inauguração da UHE Baguari. Já o terceiro período, que se inicia com a ruptura da barragem do Fundão e perdura até hoje, apresentou concentrações médias de 184,49 mg/L de sólidos suspensos totais. As médias anuais deste último são superiores às médias dos períodos anteriores e ainda apresentam picos de concentração ao longo dos anos. Os valores desta e de outras métricas-chave relativas à concentração de SST no rio Doce, separando a série histórica em período pré-ruptura e período pós-ruptura, pode ser observado na tabela 5.2 e na figura 5.4.

Tabela 5.2 – Métricas-chave dos sólidos suspensos totais em 4 estações do IGAM no rio Doce.

De 2000 a 04 de Novembro de 2015					
	Indicador	Pedra Corrida	Tumiritinga	Resplendor	Baixo Guandu
Pré-ruptura (2000 - out. 2015)	Máxima (mg/L)	451,0	354,0	509,0	379,0
	Mínima (mg/L)	2,0	2,0	2,0	2,0
	Mediana (mg/L)	19,1	21,0	18,4	16,0
	Média (mg/L)	31,4	47,7	51,2	39,2
	Desvio Padrão (mg/L)	63,9	71,0	93,1	64,9
	Dados por estação	49	83	84	83
De 05 de Novembro de 2015 a 2020					
Pós-ruptura (nov. 2015 - 2020)	Máxima (mg/L)	8.760,0	29.540,0	5.700,0	2.470,0
	Mínima (mg/L)	2,0	2,0	2,0	2,0
	Mediana (mg/L)	35,2	30,1	26,0	21,0
	Média (mg/L)	634,9	663,5	310,6	172,4
	Desvio Padrão (mg/L)	1.536,9	3200,5	740,4	395,0
	Dados por estação	104	100	103	103

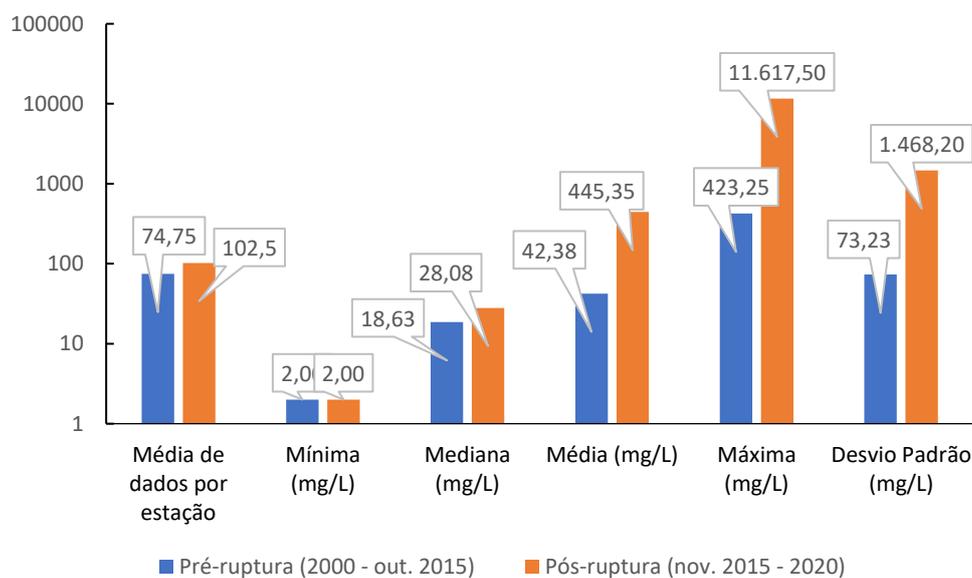


Figura 5.4 - Análise dos dados de SST (mg/L) antes da ruptura da barragem do Fundão (em laranja) e após a ruptura da barragem do Fundão (em cinza).

Percebe-se que anteriormente à ruptura da barragem as concentrações máximas foram muito menores do que após a ruptura. Em Tumiritinga, por exemplo, a máxima histórica pré-ruptura equivale a cerca de 1% da máxima identificada após a ruptura. Em virtude

dos valores altos de concentração de SST no pós-rompimento e durante o período de águas altas nos anos consecutivos a ele, as concentrações médias também aumentaram consideravelmente, quase 10 vezes em relação ao período pré-ruptura. Contudo, não somente os valores médios aumentaram. As medianas, o valor central das séries de SST quando ordenadas em ordem crescente, apesar de não aparentarem ter aumentado significativamente quando olhadas em valores absolutos, apresentaram um aumento médio de 46% em relação ao período pré-ruptura (de 84% em PCA, 43% em TUM, 25% em RES e 31% BGU). As mínimas por período se mantiveram no limite mínimo identificável de 2 mg/L tanto antes quanto após a ruptura da barragem nos períodos de vazões mínimas, que vai do final de julho ao começo de outubro.

Em suma, observa-se que as concentrações de SST ainda não voltaram aos níveis pré-ruptura e tendem aos valores anteriores à inauguração da UHE Baguari, apesar de ainda estarem, em média e mediana, maiores do que em qualquer outro período. O comportamento da turbidez foi bastante similar ao comportamento observado dos SST e pode ser observado na tabela 5.3.

Tabela 5.3 - Métricas-chave das medições de turbidez em 4 estações do IGAM no rio Doce.

De 2000 a 04 de Novembro de 2015					
	<b>Indicador</b>	<b>Pedra Corrida</b>	<b>Tumiritinga</b>	<b>Resplendor</b>	<b>Baixo Guandu</b>
<b>Pré-ruptura (2000 - out. 2015)</b>	Máxima (NTU)	537,0	560,0	764,0	540,0
	Mínima (NTU)	2,8	1,8	3,3	2,2
	Mediana (NTU)	22,2	21,7	18,7	19,1
	Média (NTU)	41,9	58,6	65,9	58,9
	Desvio Padrão (NTU)	80,1	99,5	124,4	99,9
	Nº de dados por estação	49	83	84	83
De 05 de Novembro de 2015 a 2020					
<b>Pós-ruptura (nov. 2015 - 2020)</b>	Máxima (NTU)	21.480,0	74.160,0	28.500,0	10.050,0
	Mínima (NTU)	5,0	2,1	3,6	1,6
	Mediana (NTU)	184,0	143,0	74,3	46,2
	Média (NTU)	2.088,0	1.981,5	1.165,5	722,8
	Desvio Padrão (NTU)	4.276,8	8.436,4	3.367,7	1.616,1
	Nº de dados por estação	104	100	103	103

## 5.2 RESULTADOS DA MODELAGEM BIO-ÓPTICA COM O SENSOR MODIS

Ao todo tem-se dados em 4 estações de qualidade da água do IGAM e foram utilizadas 257 imagens MODIS com 128 pares de dados na etapa de calibração e 129 na fase de validação, sendo que cada um destes pares de dados é formado por um produto octadiário MODIS e um valor correspondente à concentração de SST do IGAM. Em relação aos princípios seguidos na condução da modelagem bio-óptica, antes de realizá-la optou-se por entender de que maneira os modelos funcionariam melhor observando o comportamento geral dos dados. Isto foi feito através da análise gráfica da dispersão entre os dados de campo com os dados de reflectância, seja pela razão de bandas, pelo comprimento de onda do vermelho ou somente pelo infravermelho, o que já fornece algumas pistas de ação. Este processo preliminar ajuda a responder perguntas tais quais “quais constantes utilizar como valores iniciais para a iteração do modelo?”, “quais limiares de reflectância escolher para realizar a transição de modelo baseado no vermelho para o modelo baseado no infravermelho?” e “os dados de todas as estações podem ser apresentados conjuntamente ou apresentam comportamentos distintos e devem ser modelados separadamente?”. Por conseguinte, foi feita uma breve análise gráfica com os dados octadiários de Rrs MODIS e com as componentes ambientais SST e turbidez, ambas medidas pelo IGAM.

### 5.2.1.1 Análise gráfica preliminar dos dados de SST versus a reflectância

O primeiro gráfico a ser apresentado é a dispersão entre os dados de SST e a Rrs no vermelho, mostrado na figura 5.5. Através dele, é possível perceber que não há como identificar, no caso estudado e com a reflectância na região do vermelho, valores de SST abaixo de ~6,5 mg/L ou iguais ou maiores do que a faixa de 60 a 100 mg/L. Portanto, foram eliminados do modelo valores de SST abaixo de 6,5 mg/L, bem como foram testados limites superiores de concentração para encontrar até onde a reflectância no vermelho ainda serviria para representar as concentrações de SST. O melhor limite encontrado no intervalo de 60 a 100 mg/L foi de 75 mg/L. O resultado após estes ajustes pode ser visto na figura 5.6.

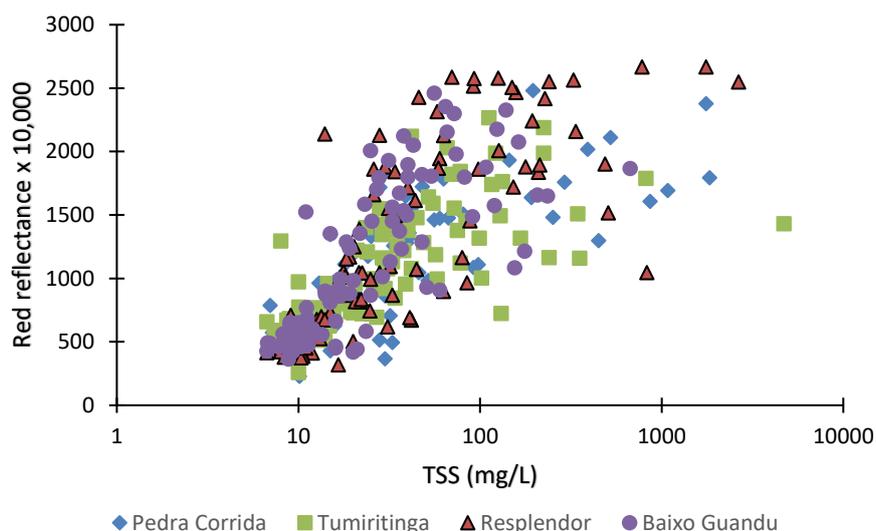


Figura 5.5 – Reflectâncias MODIS na região do vermelho versus as concentrações de SST do IGAM de 2000 a 2019 para cada estação.

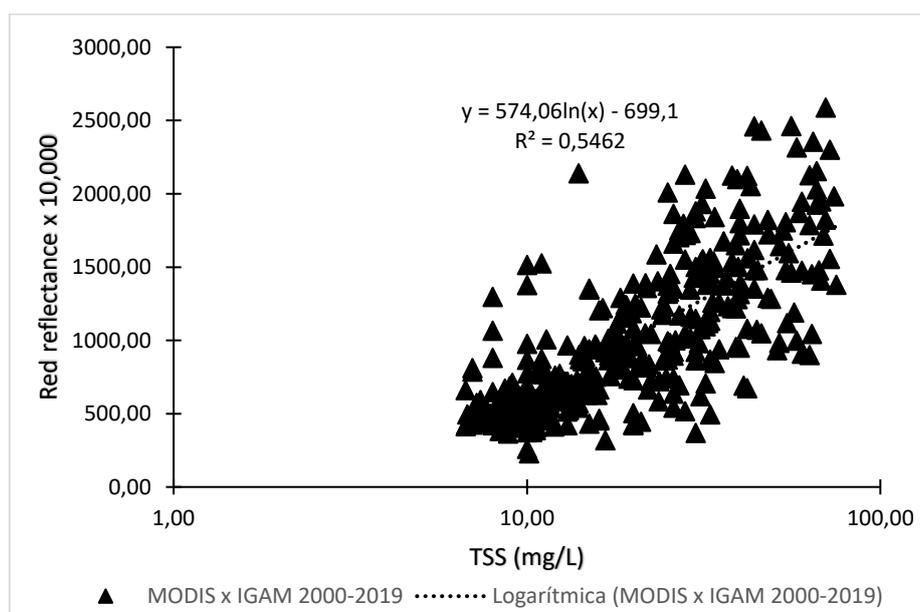


Figura 5.6 – Relação entre as reflectâncias no vermelho versus a concentração de SST de 6,5 a 75 mg/L nas 4 estações de qualidade da água.

Assim, já que, para estimar a concentração a partir da reflectância, precisa-se partir da reflectância e não o contrário, deve-se fazer o caminho inverso e reorganizar a equação do gráfico acima para se obter  $f(x = 75)$  que dará o limite superior da reflectância no vermelho no modelo misto, como explicado na sessão metodológica. Desta maneira, obtém-se  $f(x = 75)$  que é igual a  $R_R máx = 1779$  ou  $1780$  arredondando para cima.

Esta abordagem, na qual  $R_R máx = Rrs_R máx * 10.000$ , leva ao resultado visto na figura 5.7.

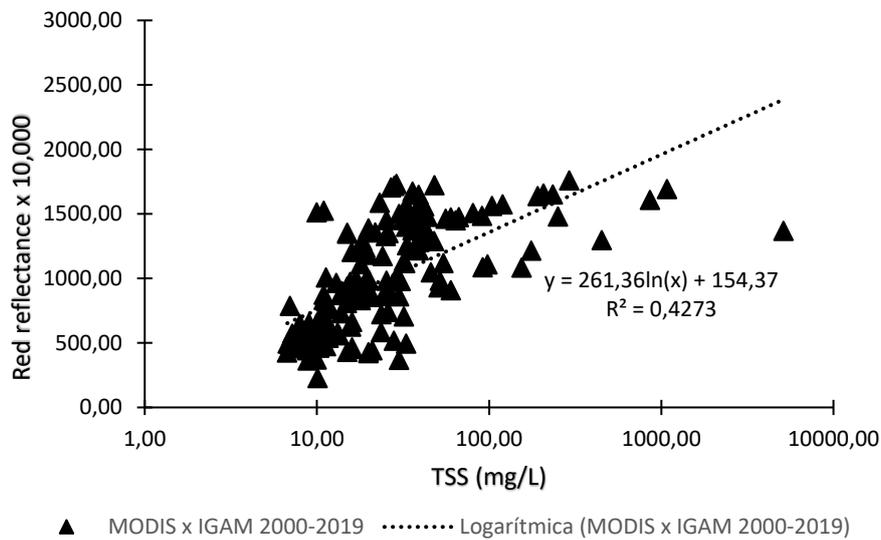


Figura 5.7 - Relação entre as reflectâncias de sensoriamento remoto MODIS no vermelho inferiores a 0,178 versus concentrações de SST superiores a 6,5 mg/L nas quatro estações de qualidade da água do IGAM.

Na figura 6.3, com  $R_R máx = 1780$ , percebe-se uma série de concentrações crescentes para valores iguais de reflectância, o que indica a saturação da reflectância no vermelho em relação à concentração de sedimentos. Esta saturação é ainda mais bem observada quando se estende um pouco a  $R_R máx$ , de 1780 a 1800 e se isola a região saturada. O recorte desta região de ser visto na figura 6.4. Esta saturação mostra que não é adequado continuar a utilizar a reflectância no vermelho para estimar a concentração de SST na faixa de  $Rrs$  entre aproximadamente 0,1 e 0,18. Nesta região a feição gráfica se assemelha a um retângulo de pontos, o que indica a decorrelação entre os dados representados. Isto indica que este intervalo deve se tratar da região apropriada para iniciar a ponderação  $se R_R min < R_R \leq R_R máx; C = f(R_R, R_{IR})$  e realizar a transição de  $C = f(R_R)$  para  $C = f(R_{IR})$ .

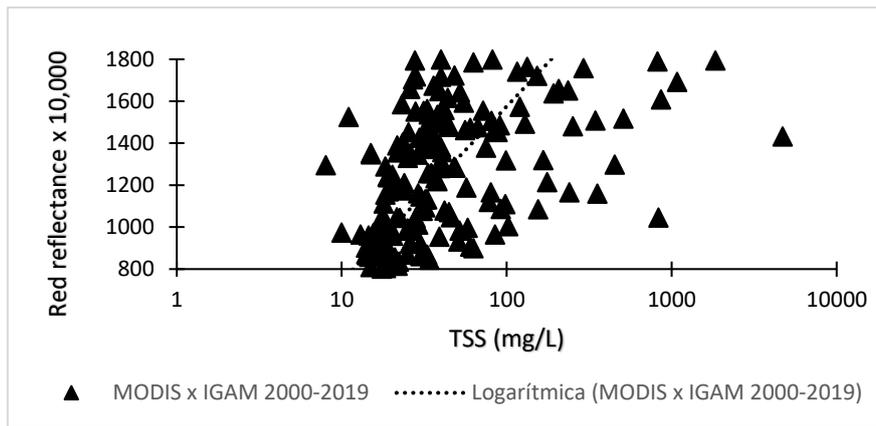


Figura 5.8 - Recorte da região que apresenta saturação da reflectância no vermelho na dispersão entre as reflectâncias MODIS inferiores a 0,18 e as concentrações de SST superiores a 6,5 mg/L.

5.2.1.2 O modelo para inversão dos SST pode abranger todas as estações de qualidade da água simultaneamente?

Ao avaliar os gráfico de dispersão entre a reflectância de sensoriamento remoto no vermelho e a concentração de SST, tem-se uma pista de que as estações apresentam diferenças em seus comportamentos. Isto fica mais evidente quando se plotam as linhas de tendência de cada curva versus a reflectância no infravermelho, como pode ser visto na figura 5.9.

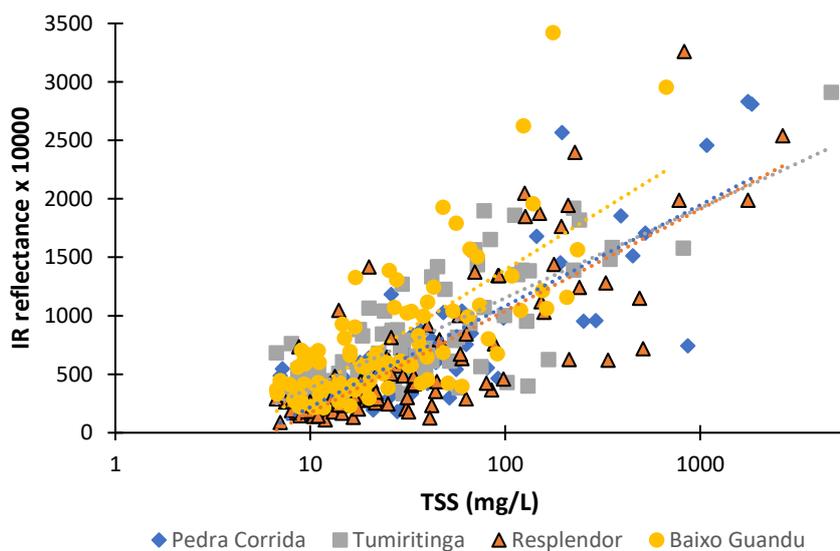


Figura 5.9 - Reflectâncias MODIS no IR versus as concentrações de SST do IGAM.

Nesta figura, é possível perceber que as linhas de tendência das curvas já mostram algumas diferenças e semelhanças no comportamento da  $R_{rs}$  no infravermelho versus a concentração de SST. Contudo, seria mais adequado observar as linhas de tendência das curvas de dispersão após aplicados os limiares de reflectância para o uso de cada curva. Isto pois, a reflectância no infravermelho só será usada no modelo após um certo valor de reflectância no vermelho ( $R_{Rmin}$ ), de tal forma que os pares de dados  $R_{IR}$ /componente ambiental que apresentem baixa reflectância no vermelho não deveriam aparecer neste gráfico. Aplicando-se um limiar de  $R_{rsR} \geq 0,1$ , por exemplo, tem-se:

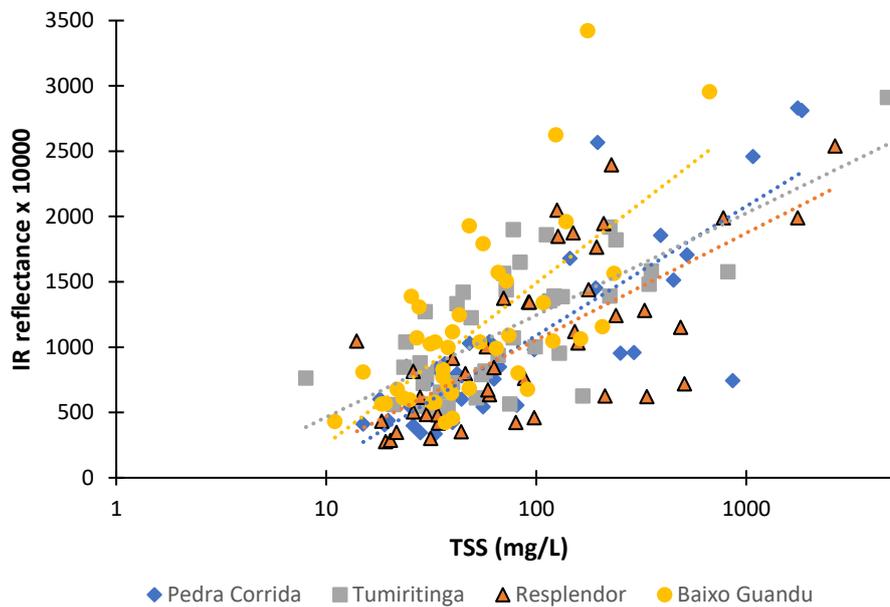


Figura 5.10 - Reflectâncias MODIS no IR versus as concentrações de SST IGAM aplicado o limiar  $R_{rsR} > 0,1$ .

Ao aplicar este limiar no vermelho, percebe-se que as curvas de Resplendor, Tumiritinga e Pedra Corrida apresentam comportamentos mais similares. Apesar de destoarem um pouco entre si, considera-se que a variabilidade entre elas não justifica a criação de um modelo para cada estação, pois vale lembrar que segregar cada estação significaria criar modelos com consideravelmente menos dados e, portanto, de menor significância. Baixo Guandu, por sua vez, destoa consideravelmente das curvas feitas para as outras estações, então se entende que os dados nesta estação não poderiam ser bem representados com as demais estações. Desta maneira, a modelagem entre os compósitos octadiários MODIS e os dados IGAM seguirá com 3 estações, Pedra Corrida, Tumiritinga e Resplendor.

### 5.2.1.3 Modelos de inversão dos sólidos suspensos totais

Feitas a análise gráfica preliminar e a avaliação das curvas de dispersão entre a reflectância de sensoriamento remoto e os dados de SST do IGAM, é hora de definir os modelos de equação para as curvas de concentração versus reflectância, tanto no vermelho quanto no infravermelho. Foram testados ajustes lineares, potenciais e logarítmicos, os quais foram escolhidos com base em 3 vertentes, análise gráfica, coerência do modelo com base na teoria da óptica hidrológica, e otimização das equações e dos limiares de reflectância no vermelho a fim de minimizar o erro entre os dados medidos e estimados através dos indicadores PBIAS, NSE e RSR.

As duas melhores calibrações para inversão dos SST através do modelo ponderado das reflectâncias no vermelho e no infravermelho são apresentadas nas figuras 5.11 e 5.12.

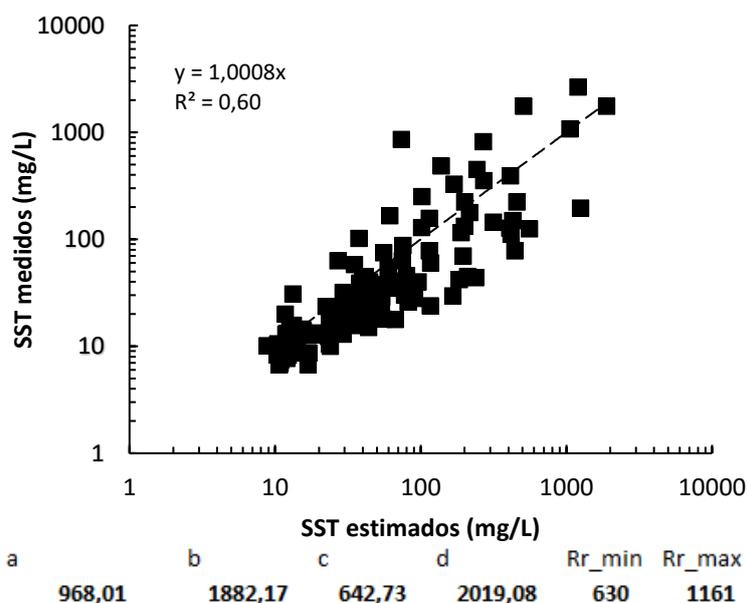


Figura 5.11 – Calibração iterativa para minimização do RSR. Valores das constantes em  $C = (1 - w) * f(R) + w * f(IR)$  obtidas isolando a concentração em  $R = a * \ln(C) + b$  e  $IR = c * \ln(C) + d$  com Rrmin e Rrmax sendo os limiares mínimos e máximos da Rrs no vermelho vezes 10.000.

A calibração para minimização do RSR, que é dada pela razão entre a raiz do erro médio quadrático (RMSE) e o desvio padrão observado ( $s$ ), levou a um RSR de 0,68, um PBIAS de -1 % e um NSE de 0,53. Essa calibração também retornou os limiares inferior e superior de reflectância no vermelho de 0,063 e 0,116, Ou seja, até 0,063 de reflectância de sensoriamento remoto se usou apenas a reflectância no vermelho, entre 0,063 e 0,116

foi feita uma equação utilizando as reflectâncias no vermelho e no infravermelho próximo e a partir de 0,116 se utilizou apenas a reflectância no infravermelho.

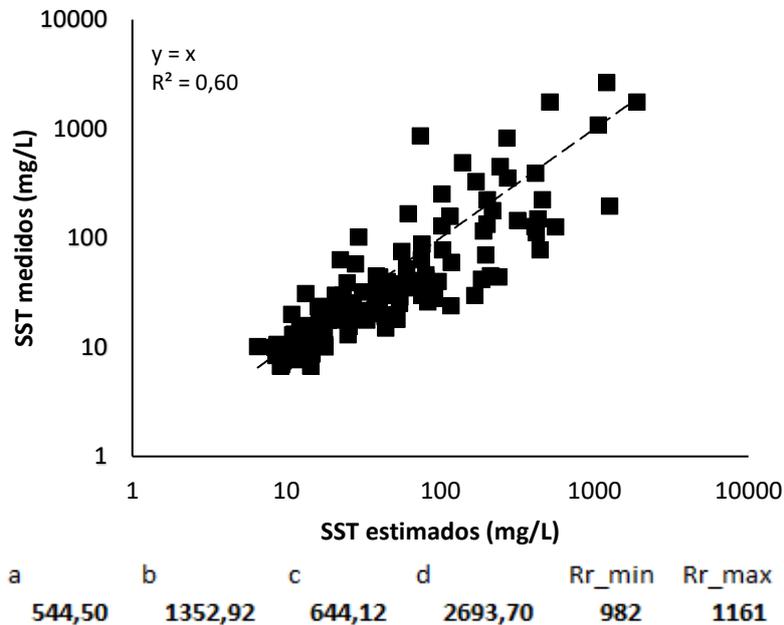


Figura 5.12 - Calibração iterativa para maximização do  $R^2$  com limitações entre o maior valor estimado e o maior valor medido dadas por:  $0,5 * maior\ TSS_{medido} \leq maior\ TSS_{estimado} \leq 2 * maior\ TSS_{medido}$

Nesta segunda calibração, foi otimizado o ajuste entre a concentração de SST medidos e estimados através da maximização do  $R^2$ . Contudo, isto levou a um bom ajuste de uma parcela dos dados, enquanto outros apresentaram ordem de grandeza de 10 a 100 vezes maior do que medições de campo. Isto foi solucionado definindo a maximização do  $R^2$  com restrições. As restrições foram feitas através da definição de limites inferiores e superiores para a relação entre a maior concentração medida e a maior concentração estimada, de tal forma que o maior valor estimado não passasse de 2 vezes o maior valor medido e nem fosse inferior a 50% dele. Finalmente, após esta correção e obtenção de um modelo coerente, ainda foi necessária a aplicação de um fator de correção  $f$  para otimização dos demais indicadores estatísticos do modelo (PBIAS, NSE e RSR) com a correção da magnitude dos valores estimados. A aplicação deste fator é explicada na seção de modelagem bio-óptica para inversão da turbidez (cf. seção 6.1.5). O resultado desta calibração foi um PBIAS de 1%, um NSE de 0,53 e um RSR de 0,68.

Ambas as calibrações retornaram relações e indicadores estatísticos bastantes similares entre os dados medidos e simulados. Assim, são apresentados na figura 5.13 os resultados da aplicação das duas as equações calibradas ao jogo de dados de validação.

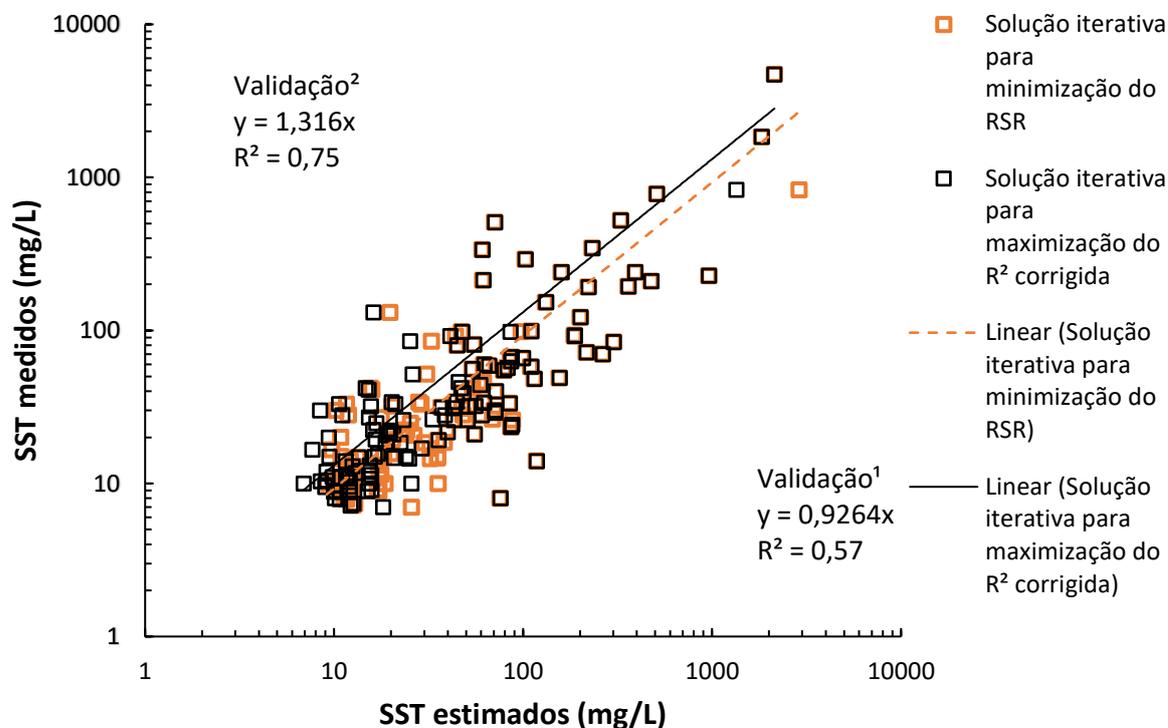


Figura 5.13 – Dispersão entre os dados de SST medidos e estimados na etapa de validação. <sup>1</sup>Validada com a equação calibrada para a minimização do RSR. <sup>2</sup> Validada com a calibração obtida através da maximização do R<sup>2</sup> e aplicação de um fator de correção.

Os resultados da aplicação das equações calibradas ao conjunto de dados de validação retornou valores de R<sup>2</sup> ainda superiores aos obtidos na etapa de calibração para a estimativa da concentração de SST. É necessário, contudo, como descrito na seção metodológica, observar a performance do modelo através de dos demais indicadores estatísticos de erro e ajuste. O resultado do cálculo destes indicadores para os dois modelos, tanto na etapa de validação quanto na calibração, pode ser visto na tabela 5.4.

Tabela 5.4 – Resultado dos indicadores estatísticos de interesse nas etapas de calibração e validação de dois modelos de inversão dos SST através das Rrs MODIS.

Indicadores estatísticos	Calibração <sup>1</sup>	Calibração <sup>2</sup>	Validação <sup>1</sup>	Validação <sup>2</sup>
--------------------------	-------------------------	-------------------------	------------------------	------------------------

RSR	0,68 (satisfatório)	0,68 (satisfatório)	0,69 (satisfatório)	0,68 (satisfatório)
NSE	0,53 (satisfatório)	0,53 (satisfatório)	0,53 (satisfatório)	0,56 (satisfatório)
PBIAS	-1% (ótimo)	1% (ótimo)	-6% (ótimo)	6% (ótimo)

1. Modelo obtido através da minimização do RSR. 2. Modelo obtido através da maximização do R<sup>2</sup> e aplicação de um fator de correção.

A performance dos dois modelos calibrados e validados foi bastante similar, mas a validação do modelo para maximização do R<sup>2</sup> apresentou um NSE um pouco maior, o que significa que este modelo se distanciou mais da performance dada pelo estimador “média” do que o outro modelo, o que é positivo. Pela pequena diferença e por ambos os modelos terem sido satisfatórios, a rigor, os dois poderiam ser utilizados. Não obstante, a análise gráfica pode trazer informações adicionais importantes acerca do comportamento de ambos os modelos quando comparados à série de referência. Na figura 5.14 é possível observar um extrato de 10 anos da série temporal analisada com os dados dos dois modelos em comparação com a série medida.

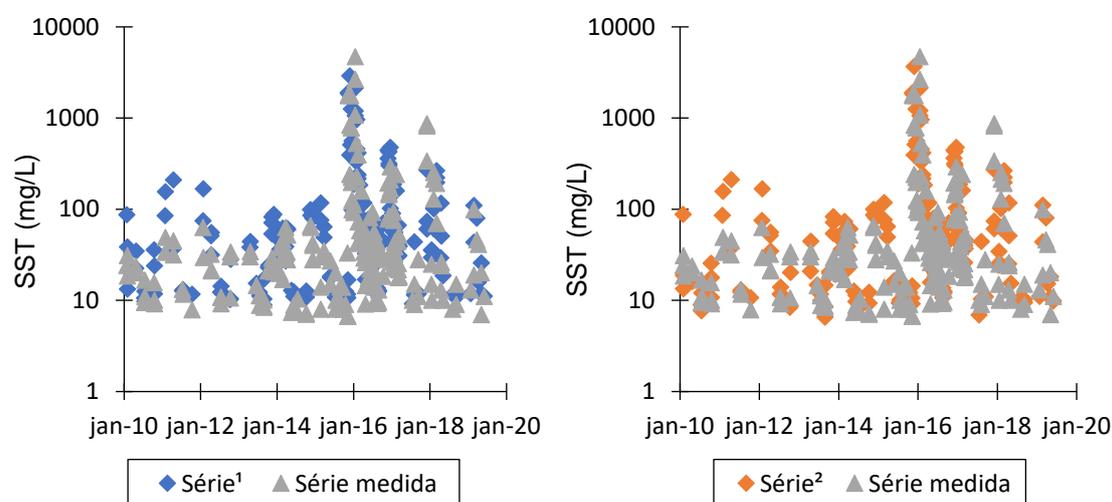


Figura 5.14 – Extrato das séries históricas medidas e estimadas entre 2010 e 2020. A série<sup>1</sup> corresponde à série otimizada para minimização do RSR e a série<sup>2</sup>, para maximização do R<sup>2</sup>.

Através desta comparação é possível perceber que os extremos, ou muito altos ou muito baixos, são mais bem representados pelo modelo da direita que apresenta maior

amplitude. Desta maneira, confirma-se este segundo como o melhor modelo tanto através da análise estatística quanto da análise gráfica. Em detalhes, ele é expresso por:

$$SSTe = f * \left( (1 - w) * \exp\left(\frac{R - b}{a}\right) + w * \exp\left(\frac{IR - d}{c}\right) \right) \quad (5.1)$$

Com, *SSTe* correspondente à concentração de sólidos suspensos totais estimada,  $f = 0,357$ ,  $a = 544,50$ ,  $b = 1352,92$ ,  $c = 644,12$ ,  $d = 2693,70$ , e  $w$  sendo calculado através dos limiares inferior e superior de reflectância no vermelho multiplicados por 10.000 dados por 982 e 1161 respectivamente.

#### 5.2.1.4 Análise gráfica preliminar dos dados de turbidez versus a reflectância

Seguindo a mesma lógica utilizada na análise gráfica preliminar dos dados de SST versus os dados de Rrs, é apresentada a figura 5.15.

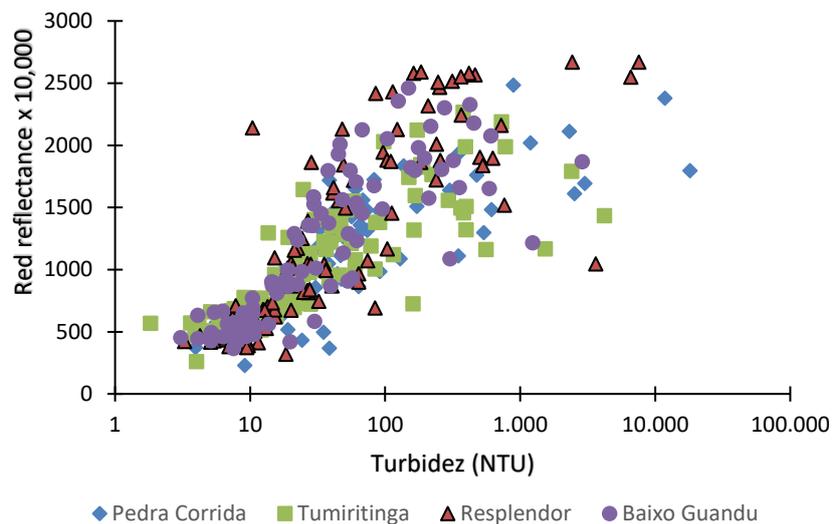


Figura 5.15 – Dados de turbidez do IGAM versus as reflectâncias MODIS na região do vermelho de 2000 a 2019.

Este primeiro gráfico mostra uma relação Rrs no vermelho/turbidez que começa a atingir um platô por volta da Rrs 0,11 (1100 no gráfico). Mostra também que houve um único

ponto abaixo de 3 NTU, portanto não seria correto considerar este ponto no modelo. Desta forma, se assume que a calibração será realizada para estimar valores de turbidez maiores ou iguais a 3 NTU. Ainda, parece haver alguma diferença entre as tendências, com as séries de Resplendor e Baixo Guandu apresentando maiores reflectâncias do que as demais estações para uma mesma concentração. Neste caso, as estações mais a jusante do rio apresentaram uma saturação mais rápida da relação Rrs no vermelho/turbidez. Contudo, em um modelo misto em que a reflectância no vermelho é utilizada apenas até um certo limiar, a ser iterado e otimizado, devem ser comparadas as tendências levando em conta este limiar antes de definir se as estações devem ser modeladas separadamente ou não. Admitindo um limiar superior de  $Rrs = 0,1$ , tem-se:

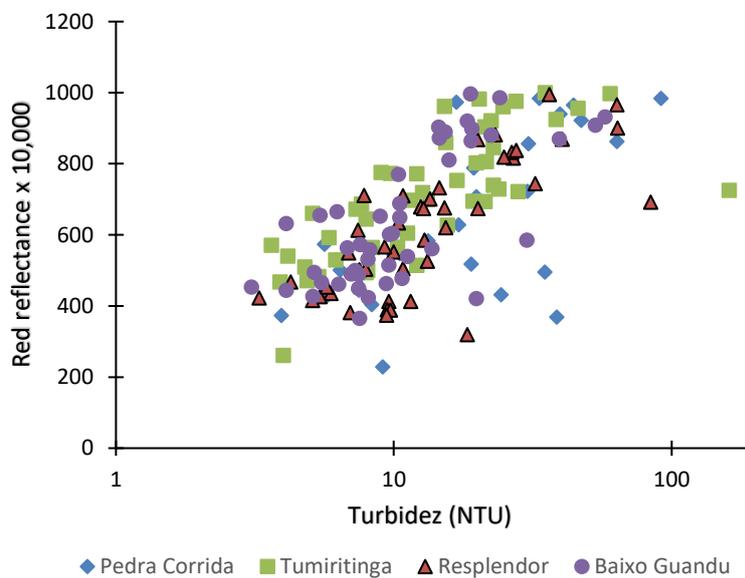


Figura 5.16 – Dados de turbidez do IGAM versus as reflectâncias MODIS na região do vermelho adotado um limiar de Rrs de 0,1 de 2000 a 2019.

Percebe-se que uma vez adotado um limite superior de reflectância, as tendências de cada uma das estações se aproximam, ainda que Pedra Corrida apresente ruídos importantes. Pela relação Rrs no vermelho/ Turbidez vista na figura 5.16, seria, a priori, possível apresentar as estações de maneira una. Para confirmar esta hipótese, vale observar o gráfico da Rrs no infravermelho versus a turbidez em todas as estações de qualidade da água avaliadas.

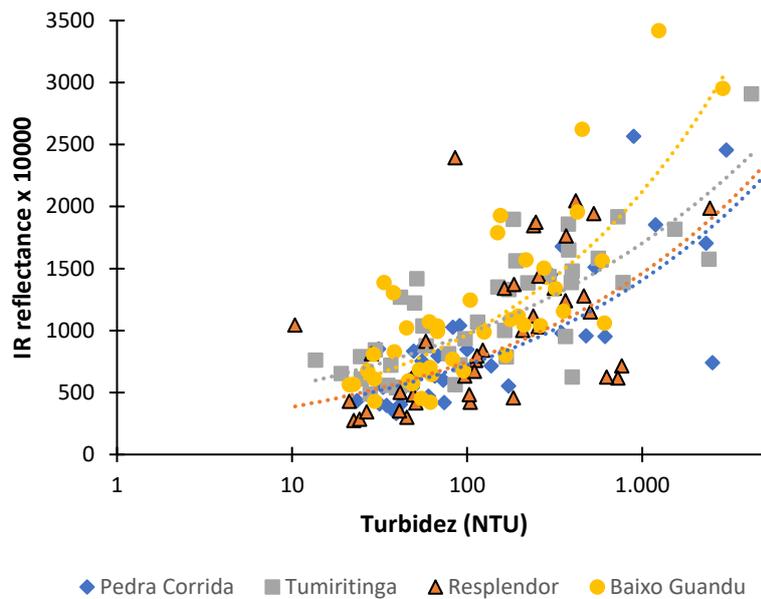


Figura 5.17 – Dados de turbidez do IGAM (2000 – 2019) versus as reflectâncias MODIS no IR para  $R_{rsR} \geq 0,1$ .

Neste segundo gráfico é possível notar que, assim como na relação  $R_{rs}/SST$ , a tendência dos dados da estação Baixo Guandu destoa das demais estações com maiores valores de reflectância para uma mesma concentração em relação às demais estações. Novamente, Pedra Corrida e Resplendor são as estações que mais se assemelham, o que faz sentido, pois estão ambas situadas pouco a montante de barragens hidroelétricas (respectivamente a 6 km da UHE Baguari e a 8,6 km da UHE Mascarenhas), enquanto Tumiritinga está a mais de 60 km das grandes barragens e Baixo Guandu está localizada entre duas barragens (12 km a jusante da UHE Mascarenhas e 5 km a montante UHE Aimorés). Modelar as estações conjuntamente ou não faz parte de uma premissa em partes discricionária. A rigor, Pedra Corrida e Resplendor, caso apresentadas separadamente das demais estações, poderiam oferecer melhores indicadores estatísticos a troco de uma menor quantidade de dados utilizada no modelo e de uma menor abrangência espacial do modelo calibrado e validado. Por outro lado, ao apresentar todas as estações de maneira conjunta, se considera que o modelo criado terá uma maior abrangência espacial e provavelmente piores indicadores de qualidade do modelo, que ao fim pode se mostrar satisfatório ou não. Neste trabalho, serão modeladas conjuntamente as estações Pedra Corrida, Tumiritinga e Resplendor para a inversão da turbidez, assim como foi feito para os SST.

### 5.2.1.5 Modelo de inversão da turbidez

Apresentando as equações, tanto a turbidez quanto a concentração de SST foi obtida por uma função do tipo:

$$Te = (1 - w) * f(R) + w * f(IR) \quad (5.2)$$

Em que  $Te$  é a turbidez estimada,  $w$  é o fator de ponderação das reflectâncias que varia de 0 a 1,  $f(R)$  é a função que retorna a concentração baseada na banda radiométrica do vermelho e  $f(IR)$ , do infravermelho. Os melhores ajustes obtidos para  $Te$  versus R ou IR (as Rrs multiplicadas por 10.000 e mostradas na eixo y) foram dadas por equações do tipo logarítmica no vermelho e exponencial no infravermelho:

$$R = a * \ln(Te) + b \text{ e } IR = c * Te^d \quad (5.3)$$

Com R e IR respectivamente iguais ao Rrs na região do vermelho e do infravermelho multiplicadas por 10.000. Logo, isolando a turbidez estimada, tem-se nas parcelas dependentes do vermelho e do infravermelho, respectivamente:

$$Te \text{ em } f(R) = \exp\left(\frac{R - b}{a}\right) \text{ e } Te \text{ em } f(IR) = \left(\frac{IR}{c}\right)^{\frac{1}{d}} \quad (5.4)$$

Portanto, utilizando a equação calibrada com os valores medidos de turbidez, tem-se,

$$Te = f * \left( (1 - w) * \exp\left(\frac{R - b}{a}\right) + w * \left(\frac{IR}{c}\right)^{\frac{1}{d}} \right) + k \quad (5.5)$$

Com  $f$  sendo um fator de correção aplicado para otimizar os indicadores de erro e ajuste e  $k$  uma constante para impedir valores estimados inferiores a 3 NTU.

Posto isto, seguem os resultados gráficos obtidos nas duas melhores calibrações para a inversão da turbidez através da reflectância de sensoriamento remoto, bem como as constantes utilizadas em ambas as calibrações.

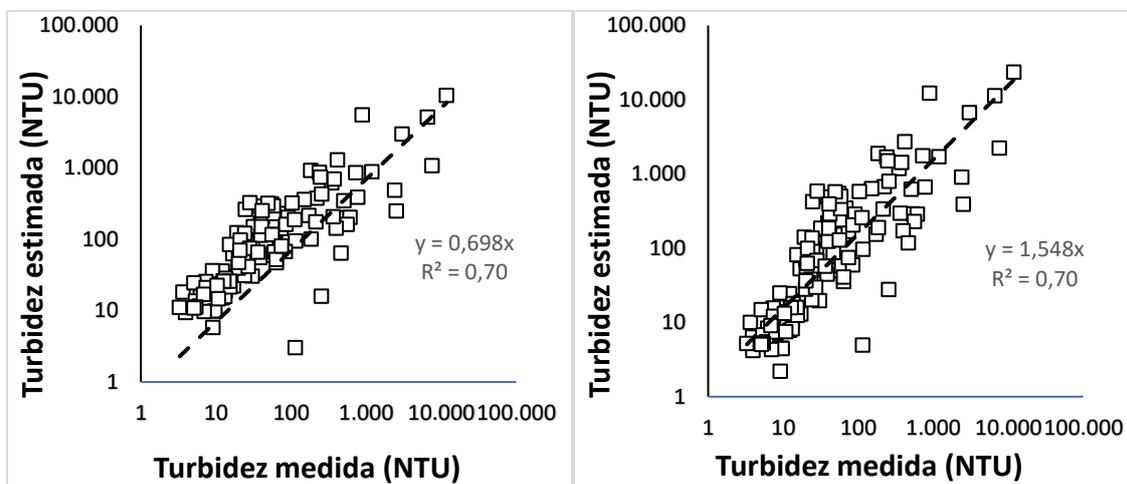


Figura 5.18 - Calibração iterativa para minimização do RSR à esquerda e calibração iterativa para maximização do R<sup>2</sup> com a aplicação de um fator de correção, à direita.

Tabela 5.5 – Constantes utilizadas nas calibrações de inversão da turbidez através das reflectâncias MODIS.

Constantes	Calibração 1 <sup>1</sup>	Calibração 2 <sup>2</sup>
a	294,227	225,702
b	-268,22	49,424
c	669,98	625,799
d	0,156	0,150
$R_{Rmin}/10.000$	0,082	0,083
$R_{Rmax}/10.000$	0,216	0,210
f	1,000	0,471
k	3,000	3,000

<sup>1</sup>Equação calibrada para minimização do RSR. <sup>2</sup>Equação calibrada para minimização do R<sup>2</sup> com fator de correção para minimização dos indicadores de erro a posteriori.

Aplicando as equações calibradas ao *set* de validação, obteve-se o resultado mostrado na figura 5.19. Os indicadores estatísticos das etapas de calibração e validação se encontram na tabela 5.6.

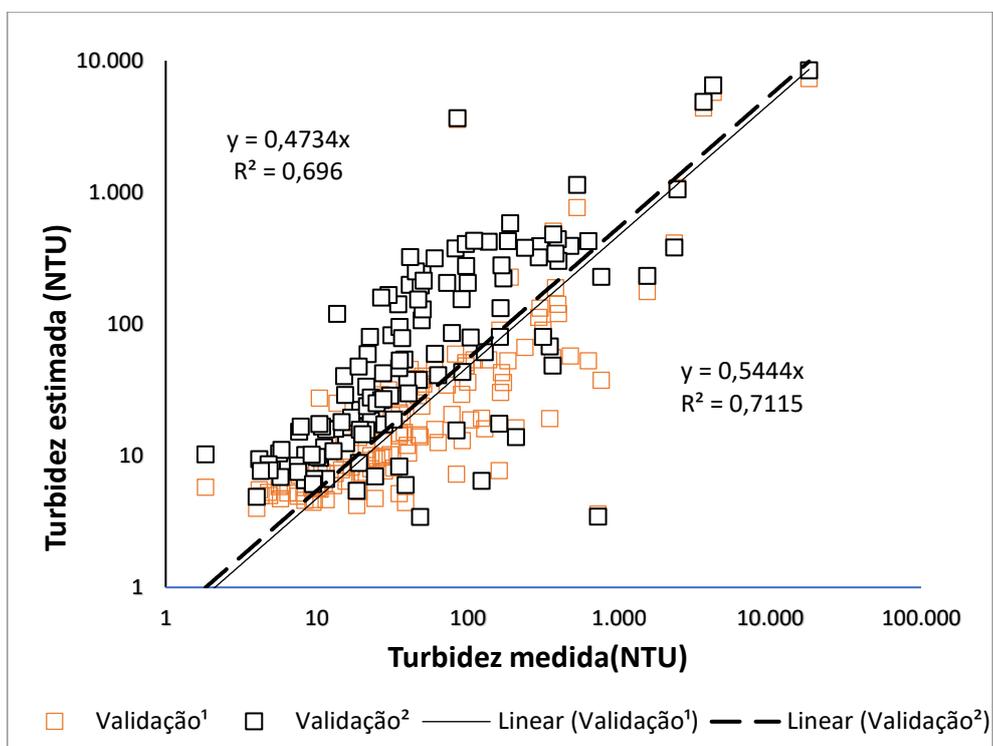


Figura 5.19 – Resultado gráfico das validações da inversão da turbidez pelas Rrs MODIS. <sup>1</sup>Equação calibrada para minimização do RSR. <sup>2</sup>Equação calibrada para minimização do R<sup>2</sup> com fator de correção para minimização dos indicadores de erro a posteriori.

Tabela 5.6 – Resultado dos indicadores estatísticos de interesse nas etapas de calibração e validação de dois modelos de inversão da Turbidez através dos dados de Rrs MODIS.

Indicadores estatísticos	Calibração <sup>1</sup>	Calibração <sup>2</sup>	Validação <sup>1</sup>	Validação <sup>2</sup>
RSR	0,58 (bom)	0,58 (bom)	0,63 (satisfatório)	0,59 (bom)
NSE	0,67 (bom)	0,67 (bom)	0,60 (satisfatório)	0,65 (bom)
PBIAS	6% (ótimo)	12% (ótimo)	38% (satisfatório)	11% (ótimo)

1. Modelo obtido através da minimização do RSR. 2. Modelo obtido através da maximização do R<sup>2</sup> e aplicação de fator de correção.

### 5.3 MODELO BIO-ÓPTICO COM OS DADOS DO SATÉLITE SENTINEL-2

O objetivo de mostrar os dados de reflectância de sensoriamento remoto ao nível da superfície (Rrs BOA) do satélite Sentinel-2 versus os dados de SST e de turbidez do IGAM é avaliar a possibilidade da criação de um modelo de inversão das componentes ambientais SST e turbidez através da reflectância de sensoriamento remoto obtida pelo satélite Sentinel-2. Isto se mostrará especialmente interessante para analisar trechos do rio, os quais não podem ser avaliados pelo sensor MODIS em razão da sua resolução espacial que é de 250 metros contra 20 metros do menor pixel das imagens Sentinel-2, além de ser uma alternativa para o monitoramento do rio nos próximos anos.

Desta maneira, seguindo a lógica utilizada na seção dos compósitos MODIS octadiários versus os dados do IGAM, a primeira etapa após a obtenção, processamento e pareamento dos dados é a análise gráfica preliminar. Na figura 5.20 é possível observar os gráficos simples de dispersão dos sólidos suspensos totais e da turbidez contra a Rrs vezes 10.000 no eixo das ordenadas.

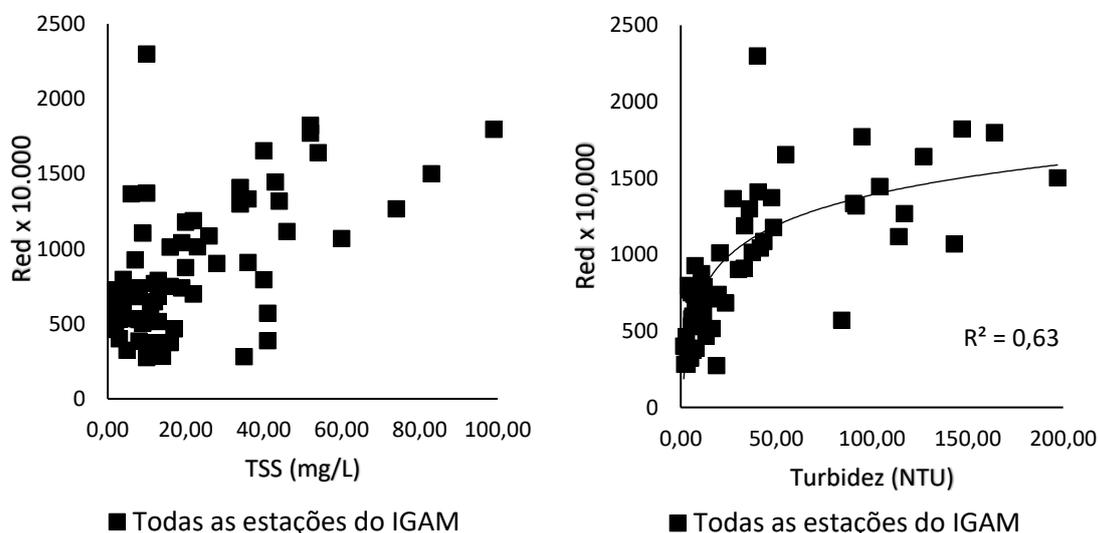


Figura 5.20 – Reflectâncias de sensoriamento remoto (Rrs) na região do vermelho (banda 4 – B4) vezes 10.000 versus componentes ambientais SST (à esquerda) e turbidez (à direita). Dados de reflectância: Sentinel-2. Demais dados: IGAM.

Não foi encontrada correlação significativa entre os dados de Rrs na banda 4 do satélite Sentinel-2 e os sólidos suspensos totais de 2019 a 2020. Percebe-se uma tendência central que é, contudo, cercada de muito ruído. Por sua vez, o  $R^2$  da relação entre os mesmos dados de reflectância e os dados de turbidez se mostrou satisfatório e sugere a possibilidade de se criar um modelo de inversão da componente ambiental relacionando as duas variáveis. Ainda assim, considerando a utilização de um modelo de inversão misto composto das reflectâncias no vermelho e no infravermelho, vale ressaltar que ao se definir um limiar de reflectância na banda do vermelho a correlação entre os dados de reflectância e a turbidez, foi consideravelmente degradada. Isto nos permite tirar ao menos mais duas conclusões: I - a relação entre a reflectância no vermelho e a turbidez não foi satisfatória para baixas reflectâncias (abaixo de 0,06), o que, pela curva calibrada corresponde a cerca 20 NTU e II - o modelo misto entre as reflectâncias no vermelho e no infravermelho tende a não funcionar bem, de tal forma que utilizar apenas a reflectância no vermelho ou apenas a reflectância no infravermelho pode ser mais interessante do que utilizar as duas de maneira conjunta.

Para embasar segunda conclusão apresentada e avaliar se existe uma relação satisfatória entre as componentes ambientais e a reflectância no infravermelho, é apresentada a figura 5.21.

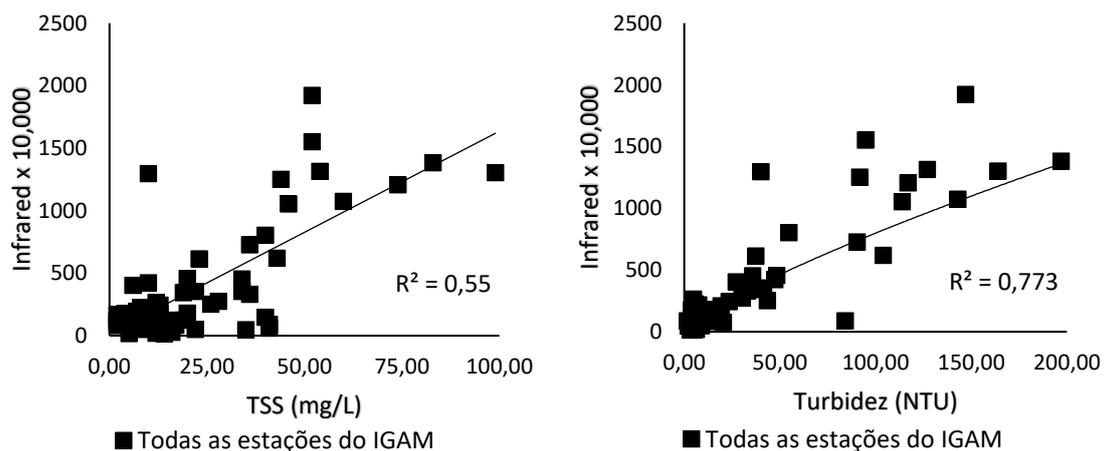


Figura 5.21 - Reflectâncias de sensoriamento remoto (Rrs) na região do infravermelho (B8) vezes 10.000 versus componentes ambientais SST (à esquerda) e turbidez (à direita). Dados de reflectância: Sentinel-2. Demais dados: IGAM.

Percebe-se que a correlação entre os dados de Rrs no infravermelho e a concentração de sólidos suspensos totais é consideravelmente maior do que a mesma relação utilizando a banda radiométrica do vermelho. Ainda assim, com os dados disponíveis, observa-se um ruído importante com 45% da variação de x e y não podendo ser explicada pela relação Rrs em B4/ sólidos em suspensão totais. Já a correlação entre os dados de Rrs no infravermelho e a turbidez apresenta um R<sup>2</sup> satisfatório, ainda mais do que no vermelho, e demonstra que 78% da variação da turbidez pôde ser explicada pela variação na reflectância no infravermelho. Isto mostra que as variáveis estão bem correlacionadas, porém não significa que a inversão da reflectância em turbidez seria necessariamente precisa, visto que ainda há um distanciamento perceptível entre os pares de dados e a linha de tendência. Assim, serão calculados os indicadores PBIAS, NSE e RSR para os modelos de inversão a serem criados.

Visto que os dados Sentinel-2/ IGAM não se mostraram interessantes, para calibrar as equações testou-se ajustes exponenciais e logarítmicos e escolheu-se o tipo de curva que forneceu o melhor R<sup>2</sup>. Uma vez escolhido o tipo de curva, otimizaram-se as constantes e aplicou-se um fator de correção otimizado para melhorar os indicadores estatísticos de interesse. No caso da relação Rrs no infravermelho/ Sólidos suspensos totais, apesar do R<sup>2</sup> acima de 0,5, o RSR, o NSE e o PBIAS encontrados foram insatisfatórios. No caso da relação Rrs no infravermelho/ Turbidez, será detalhada a calibração obtida, que foi do tipo:

$$Te = f * \left(\frac{IR}{a}\right)^b \quad (5.6)$$

Em que Te é a turbidez estimada, IR é a Rrs na região do infravermelho (banda B8) multiplicada por 10.000, f um fator de correção de 0,186 e a e b são, respectivamente, constantes de valores 21,453 e 1,273. Este arranjo, retornou um PBIAS de 13% (muito bom), um NSE de 0,7 (bom) e um RSR de 0,55 (bom). Ou seja, foi encontrada uma capacidade ótima de simulação das magnitudes médias, uma boa simulação de tendências, que significa que os valores estimados se mostraram bons em relação ao estimador “média” e, por fim, o estimador de erro que indica a variação residual também

foi bom. Isto indica que foi possível calibrar um bom modelo para a inversão da turbidez através do uso das Rrs da banda B8 do satélite Sentinel-2.

O modelo bio-óptico é calibrado com as imagens em que há compatibilidade entre as datas da passagem do satélite e a medição de campo. No caso das imagens Sentinel-2 adotou-se 3 dias como a distância máxima aceitável em relação aos dados de campo. Agora, em posse do modelo calibrado, é possível aproveitar o restante das imagens não utilizadas como *inputs* no modelo para obter dados de turbidez em datas nas quais não houve coleta nas estações convencionais. Além disso, dado que o modelo foi construído com dados de 4 estações de qualidade da água do IGAM com distância de até 181 km entre si, é possível criar novas máscaras virtuais entre elas e obter, com boa precisão, novos dados de turbidez, inclusive em áreas nas quais não houve coleta alguma. Vale ressaltar que para este modelo foram utilizados dados de turbidez de até 200 NTU, sendo, portanto, um modelo feito com base em dados de turbidez baixa a média. É possível que este espectro seja ampliado utilizando imagens Sentinel-2 de 2015 a 2018, o que demandaria, contudo, a realização da correção atmosférica por parte do usuário. Não somente, seria necessário também que este tratamento fornecesse uma quantidade considerável de pares de dados de reflectância/ alta turbidez para que a calibração se mostre robusta para altos valores de turbidez. Isto só poderá ser atestado uma vez que as imagens sejam tratadas e avaliadas. Não obstante, com o passar dos anos a quantidade de pares de Rrs/Alta turbidez tende a aumentar naturalmente.

#### **5.4 DADOS NÃO INCORPORADOS AOS MODELOS BIO-ÓPTICOS**

Esta seção ressalta que nem todos os dados obtidos foram incorporados aos modelos bio-ópticos. No que diz respeito aos dados de sólidos em suspensão totais, os dados obtidos através da fundação Renova foram medidos por diferentes consultorias e apresentaram diferenças entre si e com os dados do IGAM. Não obstante, a abrangência temporal dos dados obtidos, de 2015 a 2017, tampouco poderia ser extrapolada para o período pré-ruptura. Desta forma, pela heterogeneidade dos dados e pela baixa abrangência temporal, optou-se por não os incorporá-los aos modelos bio-ópticos.

Os dados de campanhas realizadas com o financiamento da ANA, por sua vez, forneceram resultados mais consistentes entre si, contudo, retornaram poucos pares de dados com datas de medição compatíveis com as imagens MODIS disponíveis. Além disto, nas datas compatíveis foram observadas concentrações majoritariamente baixas para o padrão de cheias do rio Doce, abaixo de 60 mg/L. Desta forma, considera-se que seria possível criar um modelo de inversão dos SST ou da turbidez através destes dados, porém ele não serviria para estimar as altas concentrações e não traria o benefício que os dados do IGAM trazem, poder realizar os processos de calibração e validação para toda a série histórica de 2000 a 2019. Ainda, foi explorada a incorporação dos resultados dos testes de Pettitt à modelagem, segregando os dados a serem modelados de acordo com as datas que marcaram a ruptura de tendência nas séries de SST e de turbidez. Esta alternativa não ofereceu melhorias ao modelo, ao contrário, reduziu a amplitude e quantidade de dados a serem usados nas etapas de calibração e validação, visto que ao invés de um modelo para toda a série histórica, os dados precisaram ser divididos em 3.

No que diz respeito aos dados de reflectância, os dados diários de reflectância MODIS foram baixados e processados para as estações de interesse de novembro de 2015 a maio de 2016. Estas imagens são mais numerosas próximo ao período de ruptura da barragem em relação aos produtos octadiários e isto indica que elas poderiam ser uma alternativa para o aumento da precisão dos modelos bio-ópticos de inversão das componentes ambientais de interesse em virtude da diminuição do distanciamento generalizado entre a data da imagem e a data da coleta dos sedimentos e da turbidez. Contudo, foi dada preferência para o uso dos compósitos octadiários, pois estes, além de apresentarem um melhor custo-benefício em termos de processamento e armazenamento de dados, demonstraram ser suficientes para responder aos objetivos deste trabalho. Ainda quanto aos dados de reflectância, foi analisada a possibilidade do uso da razão de bandas NIR/R nos modelos de inversão tanto para as imagens Sentinel-2 quanto para as imagens MODIS, mas os resultados obtidos utilizando-a não foram satisfatórios. A utilização de outras bandas radiométricas como a banda do verde para estimar concentrações muito baixas ( $\leq 8,5$  mg/L), o que foi feito em Novoa (2017), também não retornou resultados satisfatórios com as imagens do Sentinel-2.

Ainda, diversas estações virtuais foram criadas com o objetivo de obter estações virtuais espalhadas em toda a parcela do rio Doce, na qual fosse possível extrair dados de reflectância utilizando o sensor MODIS. Isto resultou na criação de 7 estações virtuais, as quais foram processadas de modo a se obter as séries de reflectância de cada uma delas entre 2000 e 2019. Foram elas Pedra Corrida, Tumiritinga, Galileia, Resplendor, Baixo Guandu, Colatina e Linhares. Ao final, as estações virtuais mais próximas das estações de qualidade da água do IGAM foram Pedra Corrida, Tumiritinga, Resplendor e Baixo Guandu, as quais tiveram os seus dados analisados para a composição dos modelos bio-ópticos.

Os dados das estações virtuais Colatina e Linhares, por sua vez, seriam pareados com os dados de campo da Fundação Renova, mas esta ideia foi descontinuada em virtude das questões previamente citadas relativas aos dados Renova. Uma possibilidade para exploração e incorporação destas estações virtuais em um modelo bio-óptico seria o uso de estações de qualidade da água dos órgãos ambientais do estado do Espírito Santo. Esta opção não foi explorada neste trabalho, mas pode ser um caminho para a criação de um modelo espacialmente mais abrangente caso os dados de campo a serem obtidos para Colatina e Linhares se mostrem compatíveis com os dados já processados de Pedra Corrida à Baixo Guandu. Os dados de Rrs de Galileia, por sua vez, não seriam pareados com dados de campo, mas serviriam para que, uma vez que houvesse um modelo calibrado e validado, fossem estimadas as concentrações das componentes ambientais de interesse mesmo sem haver medições de campo muito próximas à essa estação virtual. Esta é uma interessante aplicação do sensoriamento remoto da cor das águas, pois permite um adensamento da rede convencional de monitoramento. Contudo, finalmente os dados de reflectância de Galileia não foram explorados.

Por fim, o uso dos dados de vazão se restringiu a mostrar o comportamento fluviométrico do rio Doce e a evidenciar as tendências para a vazão no rio Doce ao longo do tempo. Isto inclusive serviu para a identificação de uma quebra de tendência com clara diminuição da vazão no rio Doce entre o final de 2014 e 2020 quando comparada ao período de 2000 ao meio de 2014. Contudo, estes dados ainda podem ser mais explorados. Em posse dos dados de dados de vazão ( $m^3/s$ ) e de sólidos suspensos totais ( $mg/L$ ) seria possível estimar a vazão sólida ( $g/m^3$ ) no rio Doce como feito em Condé (2021). Isto permitiria não só

observar a evolução da concentração de matéria em suspensão no rio, como também perceber o impacto das concentrações observadas e estimadas em termos de carreamento de sedimentos ao longo do rio.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Foi avaliada a hidrossedimentologia do rio Doce antes e após o rompimento da barragem do Fundão. Esta análise se baseou nos dados de turbidez, de sólidos em suspensão totais, de vazão e de reflectância de sensoriamento remoto e permitiu tirar algumas conclusões.

A bacia do rio Doce é uma bacia bastante antropizada com exploração mineral datando de 1698 (Hora, 2012). Ela apresenta concentrações de SST e valores de turbidez historicamente elevados, tanto que os valores medidos no subperíodo de 2000 a 2009, anterior à inauguração da UHE Baguari, são similares aos atuais, de 2016 a 2020. Contudo, dois fatos se mostram relevantes. A aplicação do teste de Pettitt (1979) e a avaliação das séries temporais de sólidos em suspensão e de turbidez mostrou que estas componentes ambientais aumentaram em magnitude e permaneceram significativamente elevadas desde a ruptura da barragem do Fundão quando comparadas com o período imediatamente anterior, de 2009 a 2015. Ainda, o fato de a maior parcela do rejeito despejado no desastre permanecer no leito do rio levanta preocupações quanto à qualidade da água no longo prazo, uma vez que hoje ainda são identificadas altas concentrações ( $SST \geq 300$  mg/L), mesmo com uma série de vazões baixas.

Quanto aos modelos bio-ópticos, foi possível calibrar e validar modelos para estimar a turbidez (PBIAS = 11%, NSE = 0,65, RSR = 0,59) e os sólidos em suspensão totais (PBIAS = 6%, NSE = 0,56, RSR = 0,68) no rio Doce utilizando os dados de reflectância MODIS e os dados de qualidade da água do IGAM. Isto foi bastante interessante, visto que se trata de uma série de dados de 20 anos com a abrangência das estimativas dos modelos variando de 6,5 a cerca de 2.900 mg/L SST e valores de turbidez de 3 a cerca de 26.600 NTU, intervalos extremamente altos. Isto ocorreu, entre outros motivos, pela incorporação ao modelo de tanto das baixas concentrações dos períodos de seca quanto as concentrações medidas no momento da ruptura. Também foi possível calibrar com os mesmos dados de reflectância de sensoriamento remoto do satélite Sentinel-2 um modelo de inversão da turbidez indo de 3 a 200 NTU (PBIAS = 13%, NSE = 0,7, RSR = 0,55). Já o modelo para estimativa da concentração dos sólidos suspensos totais utilizando os mesmos dados Sentinel-2 se mostrou insatisfatório para o período analisado.

Entre as possibilidades de aprofundamento e continuidade deste trabalho estão:

- Aplicar os modelos calibrados e validados para estimar a turbidez e os sólidos suspensos totais usando os dados de reflectância do sensor MODIS que não foram incorporados no modelo devido à não compatibilidade de datas com os dados de campo. Isto é uma alternativa melhorar a compreensão da dinâmica temporal das componentes ambientais de interesse e observá-las com uma maior frequência estimando valores de concentração e turbidez mesmo para dias nos quais não houve coletas.
- Experimentar realizar a calibração e validação dos modelos de inversão da turbidez e dos SST utilizando as 4 estações de qualidade de água do IGAM, Baixo Guandu inclusive, o que, caso resulte em modelos satisfatórios, aumentará a abrangência espacial dos modelos.
- Caso seja de interesse, aplicar o modelo de inversão para as estações virtuais não utilizadas no modelo, como Galileia, de modo a obter séries de SST, turbidez e até mesmo de vazão sólida suspensa em uma seção do rio na qual não há medições de qualidade de água pela rede convencional.
- Testar outros métodos de amostragem na etapa de calibração, como o *Bootstrap* de modo a não perder dados na etapa de calibração, diminuir vieses e estimar a variabilidade dos indicadores estatísticos a serem calculados.
- Seguir utilizando as imagens MODIS e Sentinel-2 para o monitoramento da concentração de SST e da turbidez no rio Doce.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA. Encarte especial sobre a bacia do Rio Doce–Rompimento da barragem em Mariana/MG. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil–Informe 2015**, p. 50, 2016.

ARKING, Albert; CHILDS, Jeffrey D.; MERRITT, John. Remote sensing of cloud cover parameters. In: **Atmospheric Radiation**. American Meteorological Society, Boston, MA, 1987. p. 473-488.

BARBOSA, Claudio Clemente Faria; DE MORAES NOVO, Evlyn Marcia Leão; MARTINS, Vitor Souza (Ed.). **Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos: princípios e aplicações**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2019.

BARBOSA, Claudio Clemente Faria. Princípios físicos do sensoriamento remoto aquático. In: BARBOSA, Claudio Clemente Faria; DE MORAES NOVO, Evlyn Marcia Leão; MARTINS, Vitor Souza (Ed.). **Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos: princípios e aplicações**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2019. p. 24 - 52.

CARVALHO, N. O.; FILIZOLA JR., N. P.; SANTOS, P. M. C.; LIMA, J. E. F. W. **Guia de Práticas Sedimentométricas**. Brasília: ANEEL, 154p, 2000.

CBH-DOCE (COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE). **A bacia**. Informe. c2016. Disponível em: <[Acesso em: 21 de novembro de 2020.](http://www.cbhdoce.org.br/institucional/a-bacia#:~:text=O%20Rio%20Doce%20tem%20extens%C3%A3o,%C3%A9%20ondulado%20montanhoso%20e%20acidentado.&text=As%20bacias%20do%20Piranga%20e,aproximadamente%2048%25%20da%20popula%C3%A7%C3%A3o%20total.></a>>.</p></div><div data-bbox=)

CHEN, Shuisen et al. Estimating wide range Total Suspended Solids concentrations from MODIS 250-m imageries: An improved method. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 99, p. 58-69, 2015.

COELHO, André Luiz Nascentes. Situação hídrico-geomorfológica da bacia do rio Doce com base nos dados da série histórica de vazões da estação de Colatina-ES. **Caminhos de Geografia**, v. 7, n. 19, 2006.

CONDÉ, Rita de Cássia et al. Indirect assessment of sedimentation in hydropower dams using MODIS remote sensing images. **Remote Sensing**, v. 11, n. 3, p. 314, 2019.

Condé, R.C.C. **Análise da integração das ferramentas de hidrologia espacial “cor das águas” para o monitoramento e a modelagem swat dos processos hidrosedimentológicos na bacia do Rio São Francisco - Brasil**. 2021. Tese (Doutorado em Geociências Aplicadas) – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília/DF, 2021.

DEKKER, Arnold G.; VOS, R. J.; PETERS, S. W. M. Analytical algorithms for lake water TSM estimation for retrospective analyses of TM and SPOT sensor data. *International journal of remote sensing*, v. 23, n. 1, p. 15-35, 2002. <https://doi.org/10.1080/01431160010006917>.

DO CARMO, Flávio Fonseca et al. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 15, n. 3, p. 145-151, 2017.

EBERHARDT, Isaque Daniel Rocha et al. Cloud cover assessment for operational crop monitoring systems in tropical areas. **Remote Sensing**, v. 8, n. 3, p. 219, 2016.

ESA. Sentinel-2 User Handbook. **ESA Standard Document**, v. 2, p. 64, 2015.

FAN, Chunlei et al. Spectral analysis of water reflectance for hyperspectral remote sensing of water quality in estuarine water. **Journal of Geoscience and Environment Protection**, v. 2, n. 02, p. 19, 2014.

FU, Lee-Lueng; SMITH, Richard D. Global ocean circulation from satellite altimetry and high-resolution computer simulation. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 77, n. 11, p. 2625-2636, 1996.

FUNDAÇÃO Renova. Reparação socioambiental: solução para os rejeitos. **Fundação Renova**, c2021. Disponível em:

<<https://www.fundacaorenova.org/dadosdareparacao/reparacao-socioambiental/>>.

Acesso em: 29 de outubro de 2021.

GAO, Jay. Bathymetric mapping by means of remote sensing: methods, accuracy and limitations. **Progress in Physical Geography**, v. 33, n. 1, p. 103-116, 2009.

GORDON, Howard R.; MOREL, André Y. Remote assessment of ocean color for interpretation of satellite visible imagery: a review. **Lecture Notes on Coastal and Estuarine Studies**. Springer Verlag, New York, NY, USA, p. 4, 1983.

GREENPEACE. **Rio Doce: impactos da lama no corpo e na alma do povo Krenak**. Disponível em: <<https://www.greenpeace.org/brasil/blog/rio-doce-impactos-da-lama-no-corpo-e-na-alma-do-povo-krenak/>>. Acesso em 12 de março de 2021.

GURLIN, Daniela; GITELSON, Anatoly A.; MOSES, Wesley J. Remote estimation of chl-a concentration in turbid productive waters—Return to a simple two-band NIR-red model? **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 12, p. 3479-3490, 2011.

HAN, Bing et al. Development of a semi-analytical algorithm for the retrieval of suspended particulate matter from remote sensing over clear to very turbid waters. **Remote Sensing**, v. 8, n. 3, p. 211, 2016.

HORA, A. M. et al. Território, mobilidade populacional e ambiente: da exploração econômica da bacia hidrográfica do Rio Doce ao atual processo de degradação de seus recursos naturais. In: GUEDES, G.; OJIMA, R. **Território, mobilidade populacional e ambiente**. Governador Valadares, MG: Editora Univale, 2012.

HUANG, C.; CHEN, Y.; ZHANG, S.; LI, L.; SHI, K.; LIU, R. Surface Water Mapping from Suomi NPP-VIIRS Imagery at 30 m Resolution via Blending with Landsat Data. **Remote Sensing**, v. 8, 2016, doi:10.3390/rs8080631.

IBGE. Censo Demográfico 2010: **Resultados do Universo – Características da População e dos Domicílios**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br/cd/cd2010universo.asp?o=7&i=P>. Acesso em: 18 de novembro de 2020.

JAGALINGAM, P.; AKSHAYA, B. J.; HEGDE, A. V. Bathymetry mapping using Landsat 8 satellite imagery. **Procedia Engineering**, v. 116, p. 560-566, 2015.

JENSEN, John R.; EPIPHANIO, José Carlos Neves. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. São José dos Campos: Parêntese Editora, 2009.

JERLOV, N.G. **Marine optics**, Elsevier Oceanographic Series, v. 14. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands, 1976.

JUSTIÇA GLOBAL. **Barragem de Fundão: a luta dos atingidos e atingidas resiste!**, 2020. Matéria jornalística. Disponível em: <<http://www.global.org.br/blog/5-anos-do-rompimento-da-barragem-de-fundao-luta-dos-atingidos-e-atingidas-resiste/>>. Acesso em: 02 de março de 2021.

KIRK, John T. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. Cambridge university press, 1994.

KUO, Chung-Yen; KAO, Huan-Chin. Retracked Jason-2 altimetry over small water bodies: Case study of Bajhang River, Taiwan. **Marine Geodesy**, v. 34, n. 3-4, p. 382-392, 2011.

LAADS (LEVEL-1 AND ATMOSPHERE ARCHIVE & DISTRIBUTION SYSTEM). **MOD09 - MODIS/Terra Atmospherically Corrected Surface Reflectance 5-Min L2 Swath 250m, 500m, 1km**. LAADS DAAC, [20-]. Disponível em: <<https://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov/missions-and-measurements/products/MOD09/>>. Acesso em 12 de novembro de 2020.

LI, Shuang et al. Sentinel-2 MSI radiometric characterization and cross-calibration with Landsat-8 OLI. **Advances in Remote Sensing**, v. 6, n. 02, p. 147, 2017.

LIU, Weihua et al. Remote Sensing Retrieval of Turbidity in Alpine Rivers based on high Spatial Resolution Satellites. **Remote Sensing**, v. 11, n. 24, p. 3010, 2019.

LOBO, Felipe L.; COSTA, Maycira PF; NOVO, Evlyn MLM. Time-series analysis of Landsat-MSS/TM/OLI images over Amazonian waters impacted by gold mining activities. **Remote Sensing of Environment**, v. 157, p. 170-184, 2015.

LOBO, Felipe L.; JORGE, Daniel S. F. Processamento de dados, modelagem e mapeamento de parâmetros bio-ópticos. In: BARBOSA, Claudio Clemente Faria; DE MORAES NOVO, Evlyn Marcia Leão; MARTINS, Vitor Souza (Ed.). **Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos: princípios e aplicações**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2019. p. 24 - 52.

MARTINEZ, J.-M.; LE TOAN, T. Mapping of flood dynamics and spatial distribution of vegetation in the Amazon floodplain using multitemporal SAR data. **Remote Sensing of Environment**, 2006, doi:10.1016/j.rse.2006.11.012.

MARTINEZ, Jean-Michel et al. Increase in suspended sediment discharge of the Amazon River assessed by monitoring network and satellite data. **Catena**, v. 79, n. 3, p. 257-264, 2009.

MARTINEZ, Jean-Michel et al. The optical properties of river and floodplain waters in the Amazon River Basin: Implications for satellite-based measurements of suspended particulate matter. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 120, n. 7, p. 1274-1287, 2015.

MINOMURA, Mitsuo; KUZE, Hiroaki; TAKEUCHI, Nobuo. Adjacency effect in the atmospheric correction of satellite remote sensing data: Evaluation of the influence of aerosol extinction profiles. **Optical review**, v. 8, n. 2, p. 133-141, 2001.

MONTEIRO, Rafael Costa. Caso Samarco: Justiça mantém proibição da pesca na foz do Rio Doce. **Jusbrasil**. 2020. Disponível em: <<https://drrafaelcm.jusbrasil.com.br/noticias/882471043/caso-samarco-justica-mantem-proibicao-da-pesca-na-foz-do-rio-doce>>. Acesso em: 28 de outubro de 2021.

MORGENSTERN, N. R. et al. Fundão tailings dam review panel report on the immediate causes of the failure of the Fundão dam. **Cleary Gottlieb Steen & Hamilton LLP**, New York, 2016.

MORIASI, Daniel N. et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.<sup>1</sup>

NECHAD, Bouchura; RUDDICK, Kevin G.; PARK, Y. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, n. 4, p. 854-866, 2010.

NOVOA, Stéfani et al. Atmospheric corrections and multi-conditional algorithm for multi-sensor remote sensing of suspended particulate matter in low-to-high turbidity levels coastal waters. **Remote Sensing**, v. 9, n. 1, p. 61, 2017.

OGASHAWARA, I.; MISHRA, D. R.; GITELSON, A. A. Remote Sensing of Inland Waters: Background and Current State-of-the-Art. In: MISHRA, Deepak R.; OGASHAWARA, Igor; GITELSON, Anatoly Abraham (Ed.). **Bio-optical modeling and remote sensing of inland waters**. Elsevier, 2017.

OLIVETTI, Diogo. **Câmeras multi e hiperespectral aerotransportadas: contribuições para monitoramento de qualidade de águas continentais**. 2019. 144 f., il. Tese (Doutorado em Geociências Aplicadas)—Universidade de Brasília, Brasília, 2019.

PETTITT, Anthony N. A non-parametric approach to the change-point problem. **Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)**, v. 28, n. 2, p. 126-135, 1979.

PINET, Sylvain et al. Variability of apparent and inherent optical properties of sediment-laden waters in large river basins—lessons from in situ measurements and bio-optical modeling. **Optics Express**, v. 25, n. 8, p. A283-A310, 2017.

RÊGO, I. S. **Variabilidade das Propriedades Óticas Aparentes de Águas Continentais por Meio de Sensores Hiperespectrais para o Monitoramento da Qualidade das Águas**. 2017. 113 f. Dissertação de Mestrado—Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília—Distrito Federal.

REIS, Paulo Ricardo da Costa; SILVEIRA, Suely de Fátima Ramos; COSTA, Ivy Silva. Caracterização Socioeconômica da Bacia do Rio Doce: Identificação de Grupos Estratégicos por meio de Análise Multivariada. **Anais... II ENCONTRO MINEIRO DE ADMINISTRAÇÃO PÚBLICA, ECONOMIA SOLIDÁRIA E GESTÃO SOCIAL**, 2010.

RUDORFF, Natalia et al. Remote sensing monitoring of the impact of a major mining wastewater disaster on the turbidity of the Doce River plume off the eastern Brazilian coast. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 145, p. 349-361, 2018.

SALOMONSON, Vincent V.; BARNES, William; MASUOKA, Edward J. Introduction to MODIS and an overview of associated activities. In: **Earth science satellite remote sensing**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2006. p. 12-32.

SAMARCO. **Relatório Bienal 2015-2016 sobre o rompimento da barragem do Fundão**. Relatório. 2016. Disponível em: [m<https://www.samarco.com/relatoriobienal20152016/pt/sobre-o-rompimento-da-barragem-de-fundao.html>](https://www.samarco.com/relatoriobienal20152016/pt/sobre-o-rompimento-da-barragem-de-fundao.html). Acesso em: 05 de novembro de 2020.

SÁNCHEZ, L. E., ALGER, K., ALONSO, L., BARBOSA, F.A.R., BRITO, M.C.W., LAUREANO, F.V., MAY, P., ROESER, H., KABADSE, Y. **Os impactos do rompimento da Barragem de Fundão: o caminho para uma mitigação sustentável e resiliente**. Relatório Temático, n. 1, Painel do Rio Doce. Gland, Suíça, 2018.

SÁNCHEZ, L.E., ALONSO, L., BARBOSA, F.A.R., BRITO, M.C.W., LAUREANO, F.V., MAY, P., KAKABADSE, Y. A framework for assessing environmental and social impacts of disasters. Ensuring effective mitigation after the Fundão Dam failure. **Rio Doce Panel Issue Paper No. 4**. Gland, Switzerland: IUCN, 2019. 12p.

SICHOIX, L.; BONNEVILLE, A. Prediction of bathymetry in French Polynesia constrained by shipboard data. **Geophysical research letters**, v. 23, n. 18, p. 2469-2472, 1996.

SNIRH. **Portal HidroWeb**. 2014. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/apresentacao>>. Acesso em: 30 de setembro de 2020.

THE GUARDIAN. **Brazil dam disaster: firm knew of potential impact months in advance**, 2018. Unreported documents show mining company was aware of threat before country's worst environmental disaster but took no action, prosecutors allege. Artigo de jornal. Disponível em: <https://www.theguardian.com/world/2018/feb/28/brazil-dam-collapse-samarco-fundao-mining>>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2020.

VICK, Stevens. G. **Planning, design, and analysis of tailings dams.** 1990.

VILLAR, R. E. et al. The integration of field measurements and satellite observations to determine river solid loads in poorly monitored basins. **Journal of hydrology**, v. 444, p. 221-228, 2012.

VILLAR, R. E. et al. A study of sediment transport in the Madeira River, Brazil, using MODIS remote-sensing images. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 44, p. 45-54, 2013.

VILLAR, R. E. **Monitoramento das dinâmicas espaciais e temporais dos fluxos sedimentares na bacia amazônica a partir de imagens de satélite.** 2013. Tese de Doutorado. Tese de doutorado. Brasília, 2013. 229p.

WATANABE, Fernanda Sayuri Yoshino et al. Estimation of chlorophyll-a concentration and the trophic state of the Barra Bonita hydroelectric reservoir using OLI/Landsat-8 images. **International journal of environmental research and public health**, v. 12, n. 9, p. 10391-10417, 2015.

XIONG, Xiaoxiong; BARNES, William. MODIS calibration and characterization. In: **Earth science satellite remote sensing.** Springer, Berlin, Heidelberg, 2006. p. 77-97.

---