

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO

AMESSON MARQUES DA COSTA

**Estimativa da concentração de sólidos suspensos em águas opticamente complexas a partir de sensores remotos**

Maceió  
2016

AMESSON MARQUES DA COSTA

**Estimativa da concentração de sólidos suspensos em águas opticamente complexas a partir de sensores remotos**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento.

Orientador(a): Prof(a). Dr.(a) Rosangela  
Sampaio Reis

Coorientador: Prof. Dr. Carlos Ruberto  
Fragoso Júnior

Maceió  
2016

**Catálogo na fonte**  
**Universidade Federal de Alagoas**  
**Biblioteca Central**

Bibliotecária Responsável: Helena Cristina Pimentel do Vale

C837e Costa, Amesson Marques da.  
Estimativa da concentração de sólidos suspensos em águas opticamente complexas a partir de sensores remotos / Amesson Marques da Costa. – 2016.  
60 f. : il.

Orientadora: Rosangela Sampaio Reis.

Coorientador: Carlos Ruberto Fragoso Júnior

Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) –  
Universidade Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-  
Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento. Maceió, 2016.

Bibliografia: f. 54-60.

1. Sólidos suspensos totais. 3. Ambientes estuarinos. 3. Sensoriamento remoto. I. Título.

CDU: 62:556.18

## FOLHA DE APROVAÇÃO

AMESSON MARQUES DA COSTA

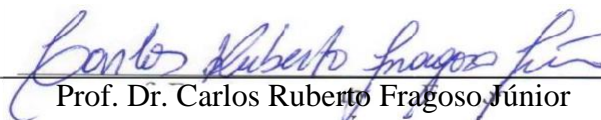
### ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS EM ÁGUAS OPTICAMENTE COMPLEXAS A PARTIR DE SENSORES REMOTOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento.

Data: 03/05/2016



Prof.ª Dr.ª Rosângela Sampaio Reis  
(Orientadora – PPGRHS/UFAL)



Prof. Dr. Carlos Ruberto Fragoso Júnior  
(Coorientador – PPGRHS/UFAL)

#### Banca examinadora:



Prof. Dr. Marllus Gustavo Ferreira Passos das Neves  
(Examinador interno- UFAL)



Prof. Dr. José Roberto Gonçalves de Azevedo  
(Examinador externo - UFPE)

*À Deus, aos meus familiares e amigos, pelo incentivo e compreensão, em especial, dedico este trabalho a minha esposa Isabela Macena, pelo carinho, confiança, admiração e amor... por sempre me ajudar a voar cada vez mais.*

## AGRADECIMENTOS

Á meus pais, Márcia e Osvaldo, e como também aos meus familiares que sempre me ensinaram sólidos valores humanos e a conquistar com dignidade meus objetivos de vida;

Aos meus parceiros e orientadores, Rosangela Sampaio Reis e Carlos Ruberto Fragoso Júnior, por abrir as portas no caminho do conhecimento, sempre me incentivando e estimulando a novas descobertas;

A todos os técnicos do laboratório de hidroquímica do LABMAR, em especial, a meu colega e professor Paulo Ricardo Petter de Medeiros por ter disponibilizado o laboratório;

A todos os técnicos e alunos que me ajudaram do Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA);

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento (PPGRHS) por dividirem comigo seus conhecimentos, fornecendo a base teórica para o acontecimento deste trabalho;

Aos meus colegas de classe, por partilharmos momentos que serão inesquecíveis, em especial a Alberinaldo Lima, Aryane Mota, Fernando Antonio, Milena Bandeira, Pedro Henrique e Schayanna Macario;

Agradeço ao Henrique e a todos que ajudaram nas campanhas de coletas, em especial a toda equipe técnica do Instituto de Meio Ambiente de Alagoas (IMA), a parceria desses foram fundamentais para consolidação deste trabalho.

*Ninguém ignora tudo.  
Ninguém sabe de tudo. Todos  
nós sabemos alguma coisa.  
Todos nós ignoramos alguma  
coisa. Por isso aprendemos  
sempre.*

*Paulo Freire*

## RESUMO

Atualmente as concentrações de sólidos suspensos totais nas águas costeiras são frequentemente pouco conhecidas. Isto porque a maioria das pesquisas de base tradicionais são muitas vezes incapazes de identificar flutuações temporais e são limitados na sua capacidade de controlar uma medida plena desses ambientes. Tais problemas podem ser abordados utilizando tecnologia de sensoriamento remoto, pois fornecem visões gerais e frequentes de sinóptica das zonas costeiras o que permitem ser mais eficaz a análise de dinâmica espacial e temporal. Este trabalho tem como objetivo principal fazer a modelagem da concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST) na laguna Manguaba, realizado por uma combinação de técnicas de sensoriamento remoto e análise estatística. Para isso foram realizadas campanhas de amostragem, para determinar os perfis espectrais dos pontos coletados e a concentração de SST, utilizamos um conjunto de radiômetros hiperespectrais para capturar a resposta espectral dos alvos e assim correlacionar com valores de SST. Os resultados mostram dois modelos adaptados às imagens MODIS ( $R^2$  83,4%; RMSE = 3,47 mg/L) e Landsat 8 ( $R^2$  85,2%; RMSE = 3,28 mg/L). Em ambos, a região espectral do vermelho foi a que apresentou melhor ajuste. Essa faixa espectral mostra-se ideal para a detecção de sedimento suspenso devido à alta sensibilidade espectral desse parâmetro na coluna de água, embora o perfil espectral das águas da laguna tenha configurado um discreto pico em torno de 650 nm, evidenciando que a reflectância foi reduzida por um padrão espectral proeminente das algas. Contudo, esse estudo indica modelos empíricos explícitos com base na banda do vermelho para determinação da concentração de sólidos suspensos totais (SST).

**Palavras-chave:** Sensoriamento remoto. Sólidos suspensos totais. Ambientes estuarinos



## ABSTRACT

Currently the concentration of total suspended solids in coastal waters are often poorly controlled. This is because most of the traditional basic research are often unable to identify temporal fluctuations and are limited in their ability to control a full measure of these environments. Such problems can be, addressed using remote sensing technology; they provide general and frequent visions of synoptic coastal zone, which allows them to be more effective spatial dynamics and temporal analysis. This work aims to develop a method of predicting the concentration of total suspended solids (TSS) in Manguaba lagoon, performed by a combination of remote sensing techniques and statistical analysis. To it was necessary to perform sampling campaigns, to determine the profile of the spectral points collected and the concentration of TSS, use a set of hyperspectral radiometers to capture the spectral response of the targets and so correlate with TSS values. Our results show two models tailored MODIS images ( $r^2$  83.4%, RMSE = 3.47 mg / L) and Landsat 8 ( $r^2$  85.2%, RMSE = 3.28 mg / L). Both, the spectral region of red was the one that had better fit. This spectral range is, shown ideal for suspended sediment detection due to the high spectral sensitivity from sediments into the water column, while the spectral profile of the lagoon waters have configured a small peak around 650 nm, indicating that the reflectance it was, reduced by a prominent spectral pattern of algae. Finally, this study indicates explicit empirical models based on the band of red to predict the concentration of total suspended solids (TSS).

**Key-word:** Remote sensing. Total suspended solids. Estuarine

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Espectro de refletância típicos de recurso: a água, a vegetação e o solo.....	17
Figura 2 - Comparação dos perfis espectrais de sedimentos orgânicos e inorgânicos.....	20
Figura 3 - As fontes de radiação registradas por sensores remotos.....	25
Figura 4 - Localização geográfica da Laguna Manguaba, assim como as bacias hidrográficas do Rio Paraíba na parte do Estado de Alagoas e Rio Sumaúma.....	30
Figura 5 - Resumo metodológico.....	32
Figura 6 - Espectroradiômetros TriOS RAMSES.....	33
Figura 7 - Medições radiométricas; radiância refletida proveniente do céu ( $L_d$ ); radiância refletida da água ( $L_u$ ) e irradiância descendente ( $E_d$ ).....	34
Figura 8 - Comportamento estatísticos da concentração de sólidos suspensos totais nos pontos de coleta por campanhas.....	37
Figura 9 - Mapas de concentração de SST na Laguna Manguaba, 1º, 2º e 3º campanha.....	39
Figura 10 - Curvas espectrais dos pontos de coleta nas três campanhas.....	40
Figura 11 - Espectros obtidos em alguns pontos amostrais.....	41
Figura 12 - Correlação de SST com a reflectância adaptada a banda 1 (vermelho) do MODIS ( $r^2 = 83,4\%$ ); e as razões espectrais b ( $[\text{verde}+\text{vermelho}]/2$ ) e c ( $[\text{vermelho}+700\text{nm}]/2$ ).....	43
Figura 13 - Comparação entre as concentrações de SST estimadas na calibração e validação e as observadas em campo para a equação 3.....	45
Figura 14 - Diagramas de caixa dos períodos de calibração e validação para a variável dependente calculada e observada.....	46
Figura 15 - Melhores ajustes da relação de SST com a reflectância adaptadas para faixas espectrais do satélite Landsat 8 e faixa eletromagnética de 700 nm. Sendo, a) Banda vermelha, b) a razão (Verde+Vermelho)/2, c) (Vermelho+700 nm)/2.....	47
Figura 16 - Comparação entre as concentrações de SST observados, ajustados e validados para a equação 4.....	48

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Profundidade de penetração da luz para os comprimentos de onda.....	19
Quadro 2 - Características do sensor MODIS a bordo das plataformas Terra & Aqua.....	23
Quadro 3 - Características do satélite Landsat 8, sensor Operational Terra Imager (OLI) e Thermal Infrared Sensor (TIRS).....	25
Quadro 4 - Parâmetros de concentração de SST em águas de transição usando sensores de banda larga ou de banda estreita.....	29
Quadro 5 - Base de dados das três campanhas: dados de sólidos numa escala espaço-temporal.....	38
Quadro 6 - Valores de reflectância medidos pelo espectroradiômetro, os valores originais de foram multiplicados por $10^5$ .....	42

## **LISTA DE TABELAS**

Tabela 1 - Resumo das principais características físicas da Laguna Manguaba.....	31
Tabela 2 - Ajustes testados aplicáveis a radiometria e as imagens MODIS, comprimento espectral adaptado as faixas dos satélites.....	44
Tabela 3 - Ajustes testados aplicáveis a radiometria e as imagens Landsat 8.....	47

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	13
<b>2</b>	<b>REVISÃO DA LITERATURA</b> .....	16
<b>2.1</b>	<b>Estudo da qualidade da água utilizando sensores remoto</b> .....	16
2.1.1	Propriedades ópticas de água.....	16
2.1.2	Absorção pelas partículas não-pigmentadas.....	20
<b>2.2</b>	<b>Imagem de satélites</b> .....	21
2.2.1	Satélite Terra.....	21
2.2.2	Satélite Aqua.....	22
2.2.3	Sensor MODIS.....	22
2.2.4	Satélite Landsat 8.....	24
<b>2.3</b>	<b>Correção dos efeitos atmosféricos para corpos d'água</b> .....	25
<b>2.3</b>	<b>A estimativa da concentração de SST nas águas costeiras e interiores</b> .....	28
<b>3</b>	<b>METODOLOGIA</b> .....	30
<b>3.1</b>	<b>Área de estudo</b> .....	30
<b>3.2</b>	<b>Procedimentos metodológicos</b> .....	31
3.2.1	Metodologia de amostragem.....	32
3.2.2	Radiometria.....	33
<b>3.3</b>	<b>Procedimentos de análise</b> .....	34
3.3.1	Técnicas estatísticas.....	35
3.3.2	Validação de dados.....	36
<b>4</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	37
<b>4.1</b>	<b>Dados de sólidos suspensos totais</b> .....	37
<b>4.2</b>	<b>Dados Radiométricos</b> .....	39
<b>4.3</b>	<b>Calibração e validação do modelo</b> .....	41
4.3.1	MODIS.....	43
4.3.2	Landsat 8.....	46
<b>5</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	49
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	53
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	54

## 1 INTRODUÇÃO

Os sedimentos em suspensão são parte integrante do sistema estuarino; seus fluxos são um resultado da interação entre o influxo de água doce, correntes de maré, ondas de vento, ressuspensão, resultantes de pesca comercial e operações de dragagem. Eles contribuem para processos tais como a formação e a acumulação de fundo vertical e zonas intermarés, alimentos e nutrientes, transporte de poluentes e atenuação de luz (NICHOLS e BIGGS, 1985).

Os sedimentos em suspensão podem afetar negativamente a viabilidade e distribuição das vegetações aquáticas submersas e recifes de corais (THRUSH et al., 2004; ORTH et al., 2006). A carga de sedimentos na água atenua a luz necessária para a fotossíntese e impede a produção primária. Assim, períodos prolongados de turbidez criado por sedimentos suspensos são uma das principais causas da perda de vegetações aquáticas submersas (ORTH et al., 2006). Para os peixes, quantidades excessivas de sedimentos suspensos não só reduzem a quantidade de fitoplâncton que eles se alimentam, mas também suas guelras podem entupir e provocar asfixia (STANLEY e SELLERS, 1986). Essas alterações acabarão reduzirem a quantidade de habitat ideal para esses organismos e afetam negativamente a fauna que usam essas áreas como berçários.

As interferências antrópicas nos sistemas costeiros complicam ainda mais a compreensão dos sistemas de estuários (PRANDLE, 2009). Os pulsos e os movimentos de água e sedimentos, uma vez sazonal, agora podem ocorrer a qualquer momento e variam em magnitude conforme as alterações humanas (THRUSH et al., 2004). O crescimento populacional vem alterando o ciclo da água através das modificações físicas da paisagem por meio de barragens em rios e de alterações na utilização dos solos nas bacias. As alterações subsequentes para o sistema natural e processos estuarinos são ainda pouco conhecidos.

As barragens construídas em bacias hidrográficas costeiras têm impactos profundos pela apreensão de grandes quantidades de água ou sedimentos dentro de seus reservatórios, reduzindo a quantidade de nutrientes carregados pela água que atinge os estuários dos rios (CHEN, 2005; MEDEIROS et al., 2014). Em contraste, quando há eventos de precipitação raros, os reservatórios são saturados e grandes quantidades de água são liberadas. Isso causa erosão a jusante dos sistemas fluviais, levando um grande aporte de sedimentos.

Outras fontes de sedimentos que impactam os estuários vêm como um resultado da dragagem e das operações de pesca comercial, que também liberam grandes quantidades de sedimentos dentro dos estuários pela ressuspensão de sedimento. A dragagem não só tem impactos a curto prazo, mas as alterações físicas feitas nos estuários através da criação de canais de navegação alteram a hidrodinâmica estuarina que posteriormente alteram o fluxo de sedimentos (BRUUN, 2005; PRANDLE, 2009).

Estas alterações podem causar consequências nos habitats costeiros aumentando ou diminuindo a erosão e alterando as propriedades físico-químicas das águas estuarinas no qual estes se desenvolvem.

Para evitar, mitigar ou gerenciar as consequências destes processos de degradação e mudanças indesejáveis de regimes nesses corpos d'água é fundamental que toda alteração devido a eventos antrópicos ou naturais seja monitorada, avaliada e simulada (FRAGOSO JR. et al., 2009). Sendo assim, a identificação dos usos nas bacias hidrográficas de contribuição, o monitoramento contínuo da qualidade e quantidade da água nesses sistemas, e o entendimento da resposta do sistema a diferentes fatores externos, constituem informações cruciais para a compreensão do mesmo.

A grande inquietação científica é entender os processos ambientais na escala espaço-temporal desses ecossistemas, visto que, uma boa tomada de decisão deriva de um conhecimento prévio condizente com a sazonalidade das mudanças no sistema. Pois, via de regra, as análises por medições tradicionais de água não são capazes de fornecer uma boa cobertura de monitoramento na escala espaço-temporal, já que a extensão espacial dos corpos d'água inviabiliza a periodicidade dessas medições (KUZNETSOV et al., 2012).

Amostragens pontuais podem não fornecer uma figura representativa da qualidade de água (ROIG et al., 2007). As redes regulares de avaliação da qualidade de água, e de processos naturais associados a esta qualidade (existentes) em ecossistemas aquáticos continentais e costeiros, estão associadas a um monitoramento largo no tempo e espaço, sendo ainda demorado na geração de dados. O sensoriamento remoto permite auxiliar o entendimento destes fenômenos com maior abrangência espacial e em escala espaço-temporal adequada, a partir da interpretação matemática das imagens multiespectrais da superfície da água (MCCLUNEY, 1976).

Uma técnica alternativa para a avaliação da qualidade da água é a aquisição destas informações a partir de dados de sensoriamento remoto da cor da água. A presença de componentes orgânicos/inorgânicos nos corpos d'água provocam alterações nos processos de espalhamento e absorção da luz no seu interior, que permitem esta interpretação. Neste contexto, vários autores vêm evidenciando como proposta de monitoramento o levantamento de dados provindos de sensores remotos, esse método fornece informações espaciais, espectrais e temporais, que são usadas para detectar extensivamente a qualidade da água nos ecossistemas aquáticos (LILLESAND et al, 1983; DEKKER et al., 1991; GITELSON et al, 1992; BRIVIO et al, 2001; DOXARAN et al., 2002b; MARKOGIANNI et al, 2014).

O levantamento de dados por sensores remotos é um método barato e eficaz para o monitoramento de rotina em corpos d'água, por oferecer uma cobertura espacial e temporal contínua possibilitando uma avaliação histórica da qualidade da água. Contudo, esse monitoramento exige algoritmos que tenham a capacidade de fornecer informações confiáveis sobre o ambiente (BRIVIO et al, 2001; KHATTAB e MERKEL, 2013; CHAO RODRÍGUEZ et al, 2014). Entretanto, a detecção remota traz junto uma série de indagações a respeito: i) capacidade de missão, ii) algoritmos, iii) observações *in situ*, e iv) a capacidade operacional (MOUW et al., 2015).

Nesse contexto, essa dissertação pretende desenvolver um método de determinação da concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST) na laguna Manguaba, realizado por uma combinação de técnicas de sensoriamento remoto e análise estatística dos dados de campo. Para atingir esse objetivo foram definidas as seguintes etapas: Investigar a relação entre os SST e a resposta espectral da água a partir de dados obtidos *in situ*; e adaptar os modelos para a imagens MODIS e Landsat 8 para que facilite o monitoramento dos efeitos antrópicos e naturais na qualidade da água do sistema estuarino-lagunar.

Esse estudo está inserido no Projeto: Avaliação de indicadores de qualidade da água em um sistema estuarino-lagunar costeiro tropical através de sensoriamento remoto. Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico Edital MCT/CNPq /2013 – Universal com Centro de Tecnologia – CTEC da Universidade Federal de Alagoas – UFAL.



## **2 REVISÃO DA LITERATURA**

### **2.1 Estudo da qualidade da água utilizando sensores remoto**

Os tradicionais programas de monitoramento da qualidade da água incluem medições feitas em um ponto específico nos locais que são utilizados para obter informações sobre a qualidade da água. Geralmente envolve a coleta de amostras para análise laboratorial. Qualidade da água é geralmente quantificada através da avaliação dos indicadores da qualidade, incluindo indicadores químicos, tais como oxigênio dissolvido (OD), demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), vários metais pesados tóxicos, fósforo e nitratos, condutividade, alcalinidade total e indicadores físicos, tais como a temperatura, pH, sólidos suspensos totais (SST), turbidez, sólidos totais dissolvidos (TDS), e indicadores biológicos, tais como a *Escherichia coli* (*E. coli*) de bactérias fecais e clorofila-a (BERKMAN e CANOVA, 2007).

Os monitoramentos tradicionais de qualidade são baseados em extensas campanhas de coletas, isso consome tempo e custos intensivos, e apenas fornece informações limitadas em termos de variabilidade espacial e cobertura temporal. Em contraponto, a tecnologia de sensoriamento remoto oferece vistas repetitivas e quadros sinóticos de grandes áreas da superfície da terra. O sensoriamento remoto representa um meio de medir a qualidade de grandes massas de água, usando sensores imageadores e não imageadores. Esses fornecem uma valiosa perspectiva para monitoramento de grandes dimensões e padrões complexos de um sistema aquático, o que é difícil de se conseguir com apenas amostras *in situ*.

O estudo de modelagem de sistemas aquáticos para monitorar a qualidade da água utilizando sensores remotos pode potencialmente fornecer informações relativamente baratas com uma cobertura espaço-temporal precisa, o que pode ajudar a identificar corpos d'água com significativos problemas de qualidade da água.

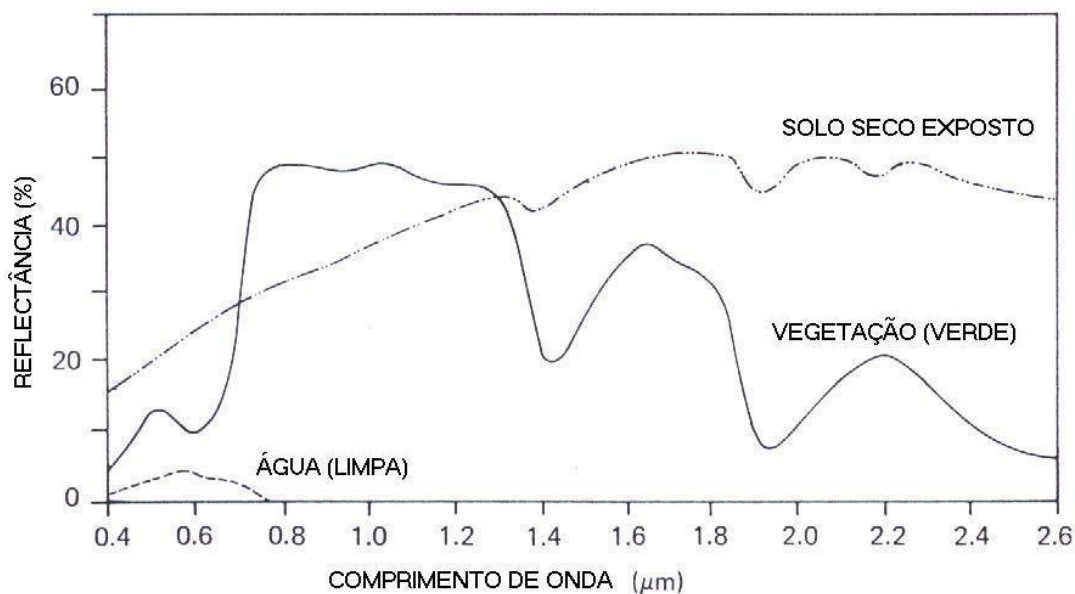
#### **2.1.1 Propriedades ópticas de água**

A penetração da luz subaquática é de fundamental importância para os ecossistemas aquáticos, porque a quantidade e a qualidade da luz subaquática conduzem a fotossíntese das algas (GALLEGOS et al., 2005). A quantidade de luz que penetra a uma determinada profundidade depende, principalmente, da interface ar-água e das propriedades ópticas da coluna de água (CAMPBELL, 1996; LILLESAND e KIEFER, 2000)

A transmissão da radiação solar através da interface ar-água varia com o tempo, principalmente dependendo da cobertura de nuvens, velocidade do vento e ângulo Zênite solar. As alterações na distribuição angular da irradiância incidente e o efeito das ondas de superfície, são alguns dos fatores que modulam a intensidade em uma determinada profundidade e a quantidade de luz refletida de volta para o ar.

A radiação incidente sobre qualquer superfície d'água pode ser refletida, absorvida e/ou transmitida. As proporções da energia refletida, absorvida e transmitida à massa variam de acordo com as diferentes características, dependendo do material e do estado, e as proporções variam também em comprimentos de onda diferentes para um determinado tipo de recurso. Esta importante propriedade de energia eletromagnética permite-nos separar diferentes tipos de recursos com base em seus valores de reflectância de certas bandas espectrais de imagens de satélite. A Figura 1, mostra as características típicas da água, da vegetação e do solo que têm diferentes curvas de reflectância espectral.

**Figura 1 - Espectro de refletância típicos de recurso: a água, a vegetação e o solo**



Fonte: Autor (2016) – Adaptado de Lillesand e Kiefer (2000).

As propriedades espectrais de uma massa de água são determinadas, em grande parte, pela energia que é espalhada e reflete-se no interior da massa de água, conhecida como volume reflexão, uma vez que a radiância espectral representa uma gama de

profundidades, em vez de apenas a superfície (CAMPBELL, 1996). As propriedades óticas de um corpo d'água podem ser classificados em dois grupos: propriedade óticas inerentes (IOPs) e propriedade óticas aparentes (AOPs). As AOPs, são aquelas que dependem da distribuição angular do campo de luz e da natureza e quantidade das substâncias presentes no meio. As IOPs são aquelas propriedades que independem de variações na distribuição angular do campo de luz incidente, sendo determinadas somente pelo tipo e concentração das substâncias presentes no meio (KAMPEL e NOVO, 2005).

As (IOPs) da água, incluem coeficientes como: a absorção ( $a(\lambda)$ ) e o retroespalhamento ( $b_b(\lambda)$ ), que são os parâmetros mais importantes que regem a propagação da luz no interior da coluna de água e, assim, é indispensável para a estimativa da biomassa aquática, da produção primária, do fluxo de calor, e dos reservatórios de carbono (HIRAWAKE et al., 2011; LI et al., 2013). As (AOPs), abrigam os coeficientes: de refletância ( $rs R$ ) e o coeficiente de atenuação difusa ( $dk$ ). A ( $rs R$ ) é uma medida que representa a quantidade de luz que incide na superfície da água e que retorna para a atmosfera, o que permite detecção por um sensor (MOBLEY, 1999). Já o ( $dk$ ), define a taxa de diminuição da irradiância descendente com a profundidade (KAMPEL e NOVO, 2005).

A irradiação de um corpo d'água é inerente às propriedades óticas da coluna de água e dos componentes em água, no âmbito das condições de iluminação, a profundidade da água, assim como a reflectância de fundo, se a profundidade for rasa (JENSEN, 2000).

Em um sistema aquático as propriedades óticas podem ser influenciadas por várias substâncias, entretanto, destacam-se três, além da água pura: material orgânico e inorgânico em suspensão, material orgânico dissolvido e fitoplânctons (IOCCG, 2000).

A luz solar que entra num corpo de água clara é majoritariamente absorvida dentro de cerca de 2 m da superfície, dependendo do comprimento de onda. A luz solar que entra na água no infravermelho próximo ( $0,7 \mu\text{m} - 1,3 \mu\text{m}$ ) é absorvida em apenas alguns décimos de um metro de água. As imagens dos corpos d'água tomadas no infravermelho próximo são mostradas em tons escuros até mesmo para águas rasas, a absorção de água em comprimentos de onda visíveis do espectro eletromagnético varia drasticamente. A melhor resposta espectral da água está em comprimentos de ondas compreendidos entre ( $0,48 \mu\text{m}$  e  $0,6 \mu\text{m}$ ), que podem trazer respostas de água até cerca de 20 m em águas claras e calmas. Em comprimentos de onda no vermelho ( $0,6 \mu\text{m} - 0,7 \mu\text{m}$ ), a luz do sol só penetra em poucos metros da água (LILLESAND e KIEFER, 2000).

A transparência da água em vários comprimentos de onda tem uma perda de luz de 90% (Quadro 1). Corpos de água naturais contêm uma grande variedade de componentes orgânicos e inorgânicos e a mistura desses componentes resulta em uma mudança das propriedades da água. A turvação na água pode afetar a reflectância nas faixas espectrais do visível e até mesmo para a banda do infravermelho próximo a 0,86  $\mu\text{m}$ , a reflectância pelas águas turvas não é desprezível para comprimentos inferiores a 1  $\mu\text{m}$ , a penetração da luz solar para a água é muito pequena para comprimentos de onda superiores a 1,2  $\mu\text{m}$ , indicando que não há quase nenhuma reflexão de sedimentos (LI et al., 2003).

**Quadro 1 - Profundidade de penetração da luz para os comprimentos de onda.**

Comprimentos de ondas ( $\mu\text{m}$ )	Profundidade penetração (m)
0,55	41
0,86	0,49
1,24	0,02
1,64	0,004
2.13	0,001

Fonte: Autor (2016) - Adptado de Li et al. (2003)

As concentrações e os tipos de materiais em suspensão dissolvidos, tais como algas e sedimentos em suspensão, contribuem para a variação de brilho reflexivo em determinadas faixas espectrais (CLARK, 1993). Sedimentos suspensos podem ser divididos, a grosso modo, em sedimentos orgânicos e inorgânicos. Sedimentos orgânicos são derivados principalmente da decomposição de organismos mortos na água, enquanto sedimentos inorgânicos são originários da erosão de rochas minerais. Os tamanhos e composições de sedimentos orgânicos e inorgânicos podem afetar as propriedades ópticas e as características espectrais das águas superficiais (GIN et al., 2003; JENSEN, 2009).

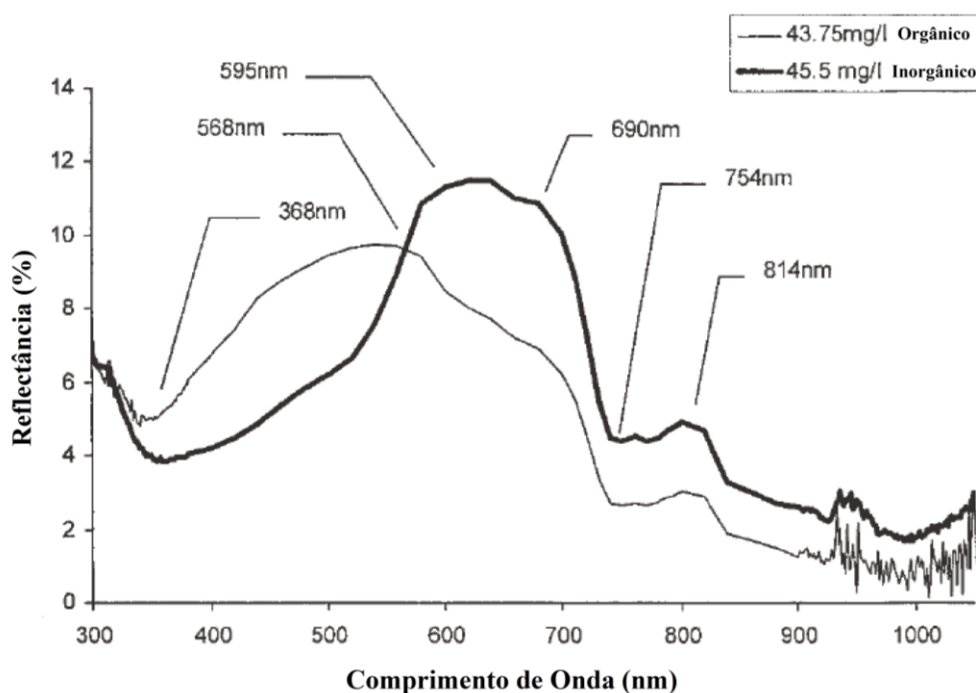
Han (1997), em seu estudo, fez uma comparação das curvas de reflectância de águas claras e de águas turvas e observou que a reflexão de picos das algas em águas turvas, estiveram na faixa espectral de 540 nm (verde pico) e 700 nm (vermelho/NIR), como resultado de uma forte absorção pelas algas no comprimento de onda de cerca de 430 nm na região azul e quase 660 nm na região vermelha. Nas águas claras a melhor resposta esteve na região de 400-500 nm.

### 2.1.2 Absorção pelas partículas não-pigmentadas

Partículas não-pigmentadas incluem o material suspenso, os não-vivos, as partículas orgânicas e inorgânicas, e os sedimentos de ressuspensão durante processos de mistura (ex.: vento induzido pela turbulência das marés, correntes). As partículas orgânicas, derivam de fragmentos de plantas e animais carreados junto com as suas excreções. As partículas inorgânicas podem incluir minerais inorgânicos, tais como argila fina, silte particulado, areia, ou de precipitados, tais como o ferro e o manganês hidróxidos e carbonato de cálcio (BUKATA et al., 1995).

Comparando as formas das curvas de reflexão da matéria orgânica e inorgânica suspensa nos sedimentos verifica-se que a curva dos sedimentos orgânicos tem um pico mais forte em 550 nm, com mais dois picos 600-650 nm e 665-690 nm, enquanto que os inorgânicos têm um pico de reflectância em aproximadamente 690 nm. Os sedimentos mostram também um comprimento de onda de reflectância no infravermelho próximo (Figura 2) (GIN et al., 2003).

**Figura 2 - Comparação dos perfis espectrais de sedimentos orgânicos e inorgânicos**



Fonte: Autor (2016) – Adaptado de Gin et al. (2003)

A faixa espectral do vermelho é ideal para a detecção de sedimento suspenso devido a reflectância alta a partir de sedimentos na coluna de água ao redor da parte vermelha do espectro centrado em 645 nm. Usando a parte vermelha do espectro, a quantificação do SST tem pouco impacto dos pigmentos fitoplanctônicos, como a CHL-a, em baixas concentrações. No entanto, em altas concentrações de fitoplâncton (CHL-a > 30mg/l), a parte vermelha do sinal pode ser influenciada e o pico de reflectância de sedimentos suspensos reduzidos (RITCHIE e ZIMBA, 2006).

## 2.2 Imagem de satélites

### 2.2.1 Satélite Terra

O satélite Terra foi lançado em 18 de dezembro de 1999 e começou a coletar dados em 24 de fevereiro de 2000. O satélite deriva de um acordo multinacional para investigações científicas, sendo gerenciado pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA). O satélite transporta cinco sensores remotos projetado para monitorar o estado do meio ambiente da Terra e de mudanças em andamento no seu sistema climático. Estes sensores são como segue:

- I. ASTER (*Advanced Spaceborne Thermal and Reflection Radiometer*);
- II. CERES (*Clouds and the Earth's Radiant Energy System*);
- III. MISR (*Multi-Angle Imaging Spectroradiometer*);
- IV. Sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*);
- V. MOPITT (*Mensurements of Pollution in the Troposphere*).

O instrumento ASTER atua como um recurso de zoom para outros instrumentos e reúne oito minutos de dados por órbita, esse é o resultado da colaboração entre os Estados Unidos e os governos japonês. O CERES é um instrumento de observação da radiação total da terra, este sensor também compartilha funções com a MISR. O MISR ajuda a reunir dados sobre a forma como a luz solar é dispersa na Terra e na atmosfera. Ao contrário dos outros instrumentos do satélite Terra, o sensor MODIS toma vista da superfície da Terra e tira fotos de todo o mundo em dois a três dias. Este é usado para observar a quantidade de nuvens e em grande escala nas alterações climáticas. Este instrumento também está a bordo do satélite Aqua. O último instrumento, MOPITT, faz medições de poluição na troposfera (NASA, 2011a).

### 2.2.2 Satélite Aqua

O satélite Aqua foi lançado em 4 de maio de 2002, a bordo de um foguete Delta II. É um satélite multinacional de investigação científica da NASA para estudar a precipitação, evaporação e monitorar massas de água. O nome "Aqua" vem da palavra latina para água. O satélite transporta seis instrumentos para estudos de água sobre a superfície da Terra e da atmosfera:

- I. AMSR-E (*Advanced Microwave Scanning Radiometer-EOS*);
- II. MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*);
- III. AMSU-UM (*Advanced Microwave Sounding Unid*);
- IV. Ares (*Atmospheric Infrared Sounder*);
- V. HSB (*Humidity Sounder for Brazil*);
- VI. CERES (*Clouds and the Earth's Radiant Energy System*).

O AMSR-E é um instrumento que mede as propriedades das nuvem, a temperatura da superfície do mar, a velocidade do vento, o fluxo de energia radiativo, a água de superfície, gelo e neve. Os dados são fornecidos pela Agência Nacional de Desenvolvimento Espacial do Japão. O sensor MODIS, faz medições de fluxo de energia radiativo, bem como propriedades de aerossol, a cobertura do solo e da utilização dos solos, incêndios e vulcões. Este instrumento está também a bordo do satélite Terra. O instrumento HSB, mede a humidade atmosférica que pode ser obtida através do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais do Brasil (NASA, 2011b).

### 2.2.3 Sensor MODIS

O sensor MODIS opera tanto sobre o Terra e Aqua satélites. Atua com 36 bandas espectrais: 21 dentro do intervalo 0,4-3,0  $\mu\text{m}$  e 15 dentro de 3-14,5  $\mu\text{m}$ . Em relação à resolução espacial, duas bandas têm resolução de 250m, cinco têm resolução de 500m, e vinte e nove bandas tem 1 km de resolução (Quadro 2). Como é um instrumento multidisciplinar, o sensor MODIS foi projetado para mensurar as propriedades atmosféricas, oceânicas, e da superfície terrestre numa base global. O MODIS foi assim concebido para dar uma contribuição importante para a compreensão de sistemas globais como um todo e as interações entre os seus vários processos (NASA, 2011b).

**Quadro 2 - Características do sensor MODIS a bordo das plataformas Terra & Aqua.**

<b>CARACTERÍSTICAS</b>	
Órbita	Heliossíncrona
Altitude	705 km
Horário de Passagem (Equador)	10:30h / 13:30h
Bandas	36
Resolução Espacial	250m/500m/1km
Resolução Temporal	1 ou 2 vezes ao dia
Resolução Radiométrica	Quantização em 12 bits
Largura da Faixa Imageada	2.330 km

Fonte: (<http://modis.gsfc.nasa.gov/about/specifications.php>)

### 2.2.3.1 Produtos MOD09

Os produtos MODIS MOD09 derivam do satélite Terra e eles podem ser de dois tipos: A1 e Q1, com resolução espacial de 500 e 250 m respectivamente. O produto A1, fornece as bandas 1 e 2 de superfície de reflectância, sendo composto por um nível 3 de processamento, isto significa que os produtos são espacialmente reamostrados e temporariamente compostos para produzir uma simples estimativa das variáveis geofísicas para cada grade de localização. As escalas de tempo dos produtos deste nível variam de um simples dia para um ano inteiro. O produto Q1 fornece as bandas de 1 – 7 e também tem o nível 3 de processamento. Ambos os produtos contêm a melhor observação possível durante um período de 8 dias selecionados levando em consideração uma alta cobertura de observação, baixo ângulo de vista, ausência de nuvens ou sombras de nuvens e baixa carga de aerossóis (VERMOTE et al., 2015).

As bandas eletromagnéticas nesses produtos são:

- Banda 1 – Vermelho (620 – 670 nm)
- Banda 2 – Infravermelho próximo (841 – 876 nm)
- Banda 3 – Azul (459 – 479 nm)



- Banda 4 – Verde (545 – 565 nm)
- Banda 5 – Infravermelho médio 1 (1230 – 1250 nm)
- Banda 6 – Infravermelho médio 2 (1628 – 1652 nm)
- Banda 7 – Infravermelho médio 3 (2105 – 2155 nm)

#### 2.2.4 Satélite Landsat 8

Os registros de mais de 40 anos da série Landsat foi continuado com o lançamento bem-sucedido no dia 11 de fevereiro de 2013 do Landsat 8. Este novo Landsat foi desenvolvido através de uma parceria interinstitucional entre o *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) e *United States Geological Survey* (USGS).

O objetivo principal da missão Landsat 8 é estender o registro Landsat para o futuro e manter a continuidade das observações, para que os dados sejam consistentes e comparáveis com os dos sistemas Landsat anteriores. A série Landsat suporta os dados globais que visam desenvolver uma compreensão científica do sistema Terra e sua resposta às mudanças naturais e induzidas pelo homem para permitir uma melhor previsão de clima, tempo, e os riscos naturais (IRONSON et al., 2012).

O Landsat 8 tem uma órbita sincronizada com o Sol, com um ciclo de repetição de 16 dias. A plataforma opera com dois instrumentos imageadores: *Operational Terra Imager* (OLI) e *Thermal Infrared Sensor* (TIRS), os produtos OLI consistem de nove bandas multiespectrais com resolução espacial de 30 metros (bandas de 1 a 7 e 9), enquanto a banda 8 do instrumento OLI é a pancromática e possui resolução espacial de 15 metros. A nova banda 1 vem sendo usada para estudos costeiros e sobre aerossol, a nova banda 9 (cirrus) para a detecção de nuvens e as faixas térmicas de 10 e 11, que pertencem ao instrumento imageador TIRS, são úteis no fornecimento de temperaturas de superfície mais precisas e possui resolução espacial de 100 metros (Quadro 3).

As imagens Landsat 8 têm um nível de processamento de 1T, o que resulta em um produto geometricamente retificado, livre de distorções relacionadas ao sensor, satélite e terra. As imagens também vêm com correções radiométricas (USGS, 2015).

**Quadro 3 - Características do satélite Landsat 8, sensor *Operational Terra Imager (OLI)* e *Thermal Infrared Sensor (TIRS)*.**

Banda	Nome banda	Comprimento de onda (nm)	Resolução espacial
1	Aerossol - Costeira	443 – 450	30
2	Azul	445 – 510	30
3	Verde	530 – 590	30
4	Vermelho	640 – 670	30
5	IV Próximo	850 – 888	30
6	SWIR 1	1570 – 1650	30
7	SWIR 2	2110 – 2290	30
8	Pancromática	500 – 680	15
9	Cirrus	1360 – 1380	30
10	IV Termal 1	10600 – 11190	100
11	IV Termal 2	11500 – 12510	100

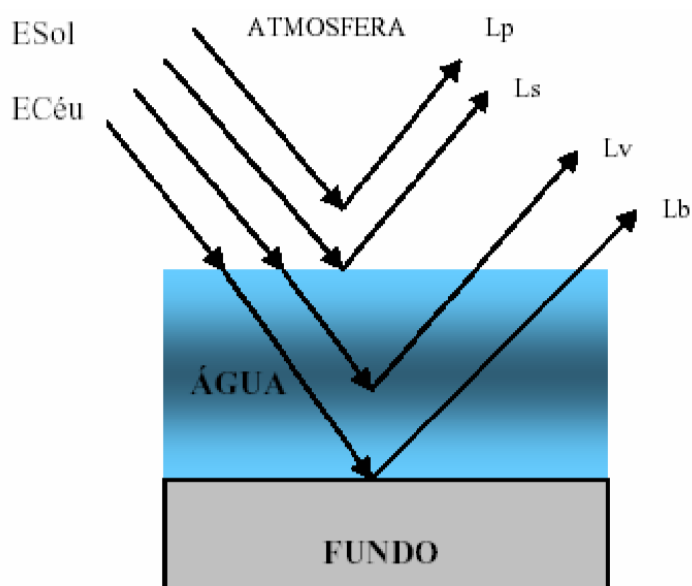
Fonte: Autor (2016)

### 2.3 Correção dos efeitos atmosféricos para corpos d'água

A determinação da qualidade da água usando dados e imagem de sensores remotos depende do brilho deixado na água, ou reflectância baseada na interação da radiação solar incidente com a água e os constituintes dentro da coluna de água.

A radiância solar incidente sobre um corpo de água é parcialmente refletida a partir da superfície da água. O brilho restante é transmitido através da superfície da água, e, em seguida, é dispersa ou absorvida por moléculas de água e os constituintes orgânicos e inorgânicos em suspensão na água. Na maioria dos casos, mais de 90% da luz que chega a um satélite de um alvo aquático deriva da atmosfera, ou seja, podem ser atribuídas aos efeitos da atmosfera que são provocados principalmente pelo espalhamento que a luz solar sofre na presença das moléculas dos gases constituintes da atmosfera e de partículas nela presentes. (NOVO, 2001; IOCCG, 2010). Assim a questão crucial é saber como obter a reflexão da água por imagens de satélite. A figura 3 ilustra os diversos percursos, diferentes fontes de luz na atmosfera.

**Figura 3 - As fontes de radiação registrados por sensores de satélite**



Fonte: Jensen (2009).

A irradiância direta do sol ( $E_{Sol}$ ) e a irradiância espalhada pelas nuvens e gases da atmosfera ( $E_{Céu}$ ) são fluxo radiante na superfície da água a partir de energia solar e atmosfera, respectivamente. A radiância atmosférica ( $L_p$ ) é porção de radiância registrada pelo sensor, resultante da irradiância direta do sol ( $E_{Sol}$ ) e espalhada pelas nuvens e gases da atmosfera ( $E_{Céu}$ ), que não atinge a superfície da água. Radiância de Superfície ( $L_s$ ) é a radiância refletida pela superfície da água; Radiância Volumétrica ( $L_v$ ) é a radiância retroespalhamentos dentro da massa de água; Radiância de Fundo ( $L_b$ ) é a parte da radiância, que penetra na água, alcança o fundo e é propagado de volta para a superfície. A radiância total registrada pelo sensor é a soma das quatro partes ( $L_p$ ,  $L_s$ ,  $L_v$  e  $L_b$ ). A  $L_v$  é de interesse científico para identificar os componentes orgânicos e inorgânicos na coluna d'água, como sedimentos ou clorofila a. O processo para extrair a radiância volumétrica em águas rasas, envolve correção dos dados de radiância de sensores remoto, removendo  $L_p$ ,  $L_s$  e  $L_b$  (JENSEN, 2009).

A radiância medida diretamente pelo sensor do satélite é influenciada pela atmosfera. Uma quantificação rigorosa dos dados de sensores remoto exige a correção dos efeitos atmosféricos para converter o sinal atmosférico (radiância aparente ou reflectância) para reflectância da superfície (KAUFMAN et al., 1997). A correção atmosférica é mais crítica

para ambientes aquáticos do que para terra, porque o sinal de brilho a partir da coluna de água é muito menor do que a partir da superfície da terra (HU et al., 2001).

Os impactos da atmosfera sobre a radiância final recebida pelo satélite pode ser corrigido de duas formas: correção atmosférica relativa ou absoluta. Correção atmosférica relativa é usada para normalizar as diferentes intensidades espectrais dentro de uma cena. Isso geralmente não exige o conhecimento de variáveis atmosféricas. Uma cena relativamente corrigida não pode ser diretamente comparada com uma outra cena com diferentes condições atmosféricas ou solares (JENSEN, 2009). Para remover os impactos da atmosfera completamente, é necessária a correção atmosférica absoluta. Correção atmosférica absoluta produz um fator de reflectância bidirecional (FBR) para a cena que é comparável com os mesmos fatores de reflectância recuperados de outras datas ou outras cenas.

Embora haja diferentes formas de correção atmosférica, eles baseiam-se fundamentalmente em dois passos básicos: estimativa de parâmetros e de recuperação de reflectância da superfície (LIANG et al., 2001). Se os parâmetros podem ser calculados com precisão, a recuperação de reflectância da superfície de um instrumento bem calibrado é relativamente simples. A correção atmosférica absoluta, assim, exige informações sobre as condições atmosféricas ou as medidas de reflectância in situ.

As medições de reflectância em situ com base no método de linha empírica (EL) pode ser usado para correção atmosférica. O método EL assume que as condições atmosféricas para uma cena são homogêneas, e usando alvos de calibração específicos, que têm uma reflectância de superfície conhecida, são calculados os fatores de reflectância para o resto da cena (CLARK et al., 2010). É ideal que esses alvos de calibração sejam medidos ao mesmo tempo que a cena é capturada (KARPOUZLI e MALTHUS, 2003). É necessário pelo menos um local escuro para calibração do brilho. Usando estes locais de calibração, os pixels de satélite são linearmente correlacionados com os espectros de reflectância in situ para se obter os valores de ganho e desvio (GAO et al., 2006). Os valores de ganho e desvio são, em seguida, aplicados a toda a imagem para derivar uma reflectância de superfície comparável, conforme medido no campo. O método é dependente de medições in situ, que são muitas vezes indisponíveis.

Uma abordagem alternativa para a correção atmosférica absoluta é o método de subtração de objeto escuro (DOS). O método DOS não necessita de medições in situ nem informações sobre as condições atmosféricas. Ele faz uso da informação de cena em si para

calcular a radiância atmosférica e a irradiância espalhada pelas nuvens e gases da atmosfera. Isso pode ser feito para cada faixa específica utilizando um objeto escuro dentro da cena que tem baixa reflectância (CLARK et al., 2010). Estas variáveis podem então ser utilizadas para calcular o fator de reflectância para cada pixel na cena.

Uma abordagem amplamente utilizada para os dados hiperespectral é o método tabela look-up (LIANG et al., 2001). A abordagem faz uso de tabelas pré-calculadas de transferência radiativa atmosférica para determinar ( $L_p$ ) no sensor de luminosidade. Com base na tabela look-up duas metodologias têm sido amplamente utilizadas para correções atmosféricas: Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes (FLAASH), e Atmospheric Corection (ATCOR). Ambos são baseados no modelo MODTRAN (BERK et al., 1998). O MODTRAN é um modelo de espalhamento e transmissão na atmosfera para calcular a diferença entre a luminosidade e sensor de luminosidade no chão (RICHTER e SCHLÄPFER, 2012).

Os algoritmos ATCOR e FLAASH compartilham uma série de requisitos de entrada, condições solares (elevação, azimute) ou localização e tempo de imagem, a localização de sensores (zênite, azimute), o modelo de aerossol (rural, urbano, marinho, etc ...), tipo de sensor etc. (ENVI, 2009; RICHTER e SCHLÄPFER, 2012). Condições de vapor de água são automaticamente calculado com base no recurso de absorção de água na atmosfera em cerca de 1.130 nm, especificamente para 1130 nm e 1135 nm ATCOR para FLAASH.

A parte mais difícil de correção atmosférica é a eliminação do impacto dos aerossóis atmosféricos (LIANG ET AL., 2001). Ambos os modelos ATCOR e FLAASH buscam extrair os níveis atmosféricos do aerossol, utilizando um faixa entre a reflectância a 500 nm e 2000nm em pixels escuros (KAUFMAN et al., 1997).

### **2.3 A estimativa da concentração de SST nas águas costeiras e interiores**

É evidente que há muito menos estudos utilizando sensores remoto nas investigações do SST em comparação com a clorofila-a (Chl-a), devido à sua utilização na determinação do estado trófico das águas. Separar os sinais de SST e a Chl-a em águas opticamente complexas é um grande desafio, mas existem investigação que discute a especificidade dos sinais de sensoriamento remoto na determinação dos SST (MISHRA, 2004; SINPELGAS et al., 2006; DOXARAN et al., 2009; BI et al., 2011).

Alguns estudos realizaram medições in situ com radiômetros simultaneamente a medições de SST, correlacionados SST e dados espectrais (DOXARAN et al.,

2002a; BINDING et al., 2005). Os dados dos radiômetros podem ainda ser ponderados pela sensibilidade do sinal do sensor equivalente as bandas espectrais de satélites, e, em seguida, relações empíricas entre SST e o sinal do sensor remoto em diversas bandas estão estabelecidas (FORGET e OUIILLON, 1998; DOXARAN et al., 2002b; MA e DAI, 2005).

Uma revisão dos procedimentos empíricos com sensoriamento remoto em águas costeiras e interiores (MATTHEWS, 2011), fez uma seleção de algoritmos empíricos para quantitativamente estimar uma gama de parâmetros por sensores remotos em águas interiores e transitórias com uma ampla faixa espectral em vários sensores terrestres e águas de transição, com variáveis independentes para diferentes faixas de concentrações dos parâmetros (Quadro 4). A base teórica dos algoritmos empíricos é produzida usando a teoria fundamental bio-óptica das propriedades ópticas inerentes (MATTHEWS, 2011).

**Quadro 4 - Parâmetros de concentração de SST em águas de transição usando sensores de banda larga ou de banda estreita.**

Melhores respostas espectral		
Parâmetro	Faixas Larga	Faixas Estreitas
SST	<10g/m <sup>3</sup> vermelho/verde ou (verde + vermelho)/ 2;	<30 g/m <sup>3</sup> (560-520) / (560 + 520) ou a única faixa vermelha, por exemplo 700;
	>10 g/m <sup>3</sup> vermelho ou infravermelho próximo ou (verde + vermelho) / 2;	>30 g/m <sup>3</sup> : infravermelho próximo ou 850/550.
	>30 g/m <sup>3</sup> infravermelho próximo ou (infravermelho próximo/vermelho/ verde)	

Fonte: Autor (2016) - Adaptado de Matthews (2011)

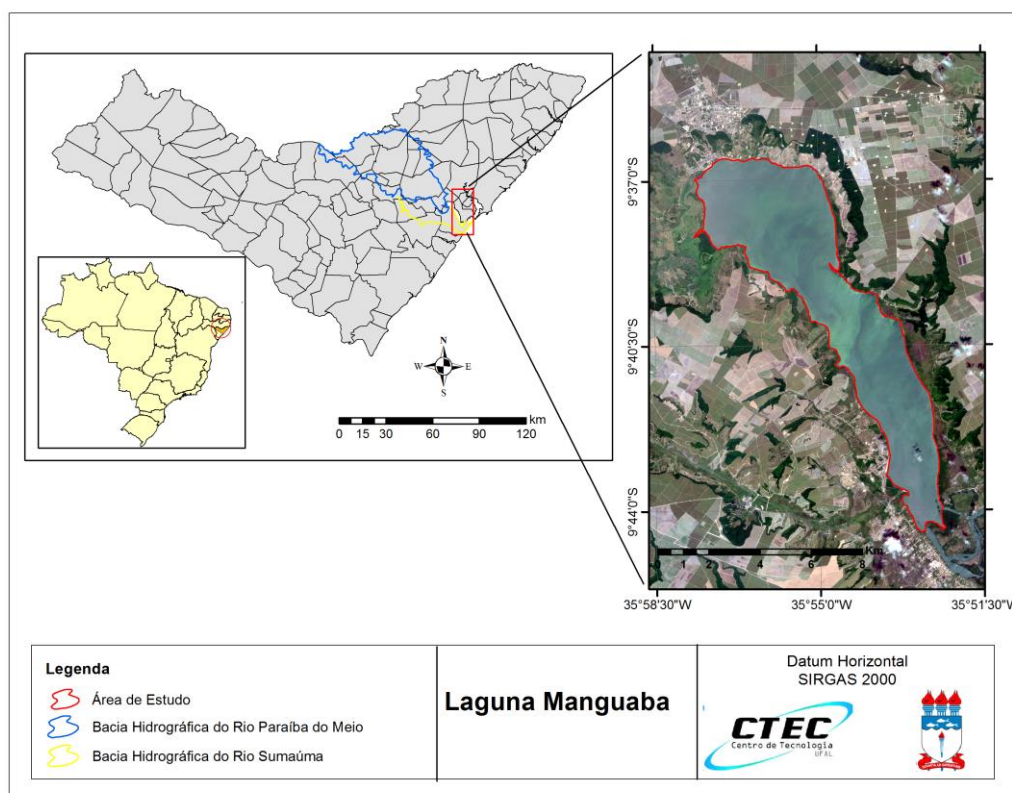
### 3 METODOLOGIA

#### 3.1 Área de estudo

A Laguna Manguaba é o maior ambiente estuarino do Estado de Alagoas. Localizado na região central do litoral do Estado, no nordeste brasileiro (Figura 4), a laguna integra o Complexo Estuarino Lagunar Mundaú Manguaba (CELMM), e possui uma área de 43 km<sup>2</sup>, abrangendo a sede do município de Pilar ao norte e mais ao sul a sede do município de Marechal Deodoro.

O ambiente lagunar é constituído pelas bacias hidrográficas dos rios Paraíba do Meio e Sumaúma, sendo que a primeira possui uma área de 3.330 Km<sup>2</sup>, enquanto a segunda bacia tem uma área de 336 km<sup>2</sup>. A bacia do Paraíba do Meio tem origem no estado de Pernambuco e abrange 13 municípios alagoanos. As principais características físicas da laguna estão expressas na (Tabela 1).

**Figura 4 - Localização geográfica da Laguna Manguaba, assim como as bacias hidrográficas do Rio Paraíba na parte do Estado de Alagoas e Rio Sumaúma.**



**Tabela 1 - Resumo das principais características físicas da Laguna Manguaba.**

Características	Laguna Manguaba	
Localização	Latitude S	9° 41' 08,19"
	Longitude O	35° 53' 36,61"
Área Superficial (km <sup>2</sup> )		43
Volume (m <sup>3</sup> )		97,7
Média da Profundidade (m)		2,1
Range de Maré (m)		0,03
Prisma de Maré (m <sup>3</sup> )		6,1
Descarga de Água Doce (m <sup>3</sup> /s)	Chuvoso	57,2
	Seco	15,9
	Média	22,6
Tempo de Residência da Água (dias)		36

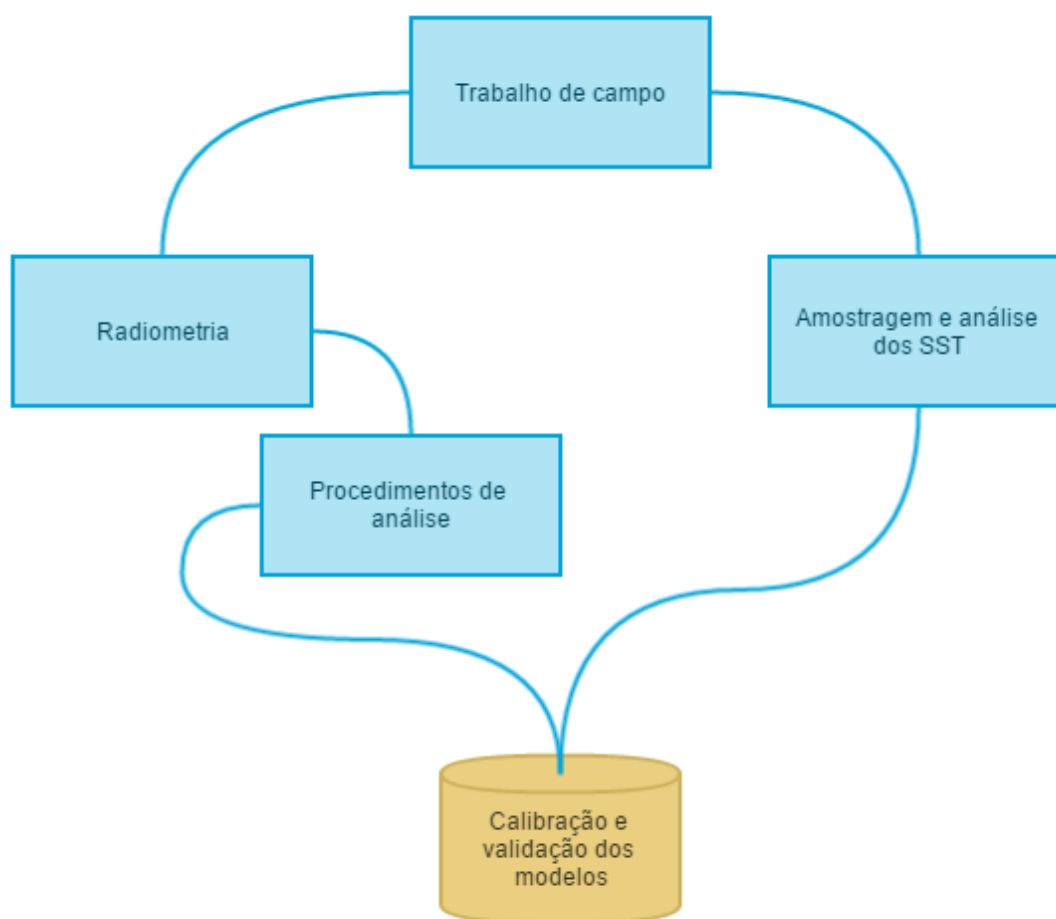
Fonte: Autor (2016) - Adaptado de Cotovicz Jr (2013)

O ambiente é evidenciado pela sua importância ecológica e por ser alvo de ações antropogênicas, pois apenas aproximadamente 10% dos efluentes domésticos coletados nas bacias contribuintes recebem tratamento e isso ainda vem se agravando com o crescimento populacional desordenado (ANA, 2006). A Laguna Manguaba corresponde a um sistema enclausurado com um alto potencial de reciclagem e retenção de materiais, semelhante a outros ecossistemas estuarinos ao redor do mundo (MEDEIROS et al., 1996; MELO-MAGALHÃES et al, 2009). Esse ambiente vem sofrendo uma série de impactos antropogênicos, como destacados por: Melo-Magalhães et al, 1998; Melo-Magalhães et al, 2009; Wolf, et al, 2010; Cotovicz Jr et al, 2013.

### 3.2 Procedimentos metodológicos

Para alcançar os objetivos deste trabalho seguiu-se a sequência metodológica representada na (Figura 5). Os itens apresentados estão descritos no decorrer do texto.



**Figura 5. Resumo metodológico.**

Fonte: Autor (2016)

### 3.2.1 Metodologia de amostragem

Foram realizadas 3 campanhas de coletas, sendo coletados 12 pontos em cada campanha. As campanhas foram realizadas no intervalo das 10 às 14h, horário de maior incidência solar.

Em cada ponto foram coletados cerca de 1L de água para determinar em laboratório a concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST), sendo que em duas campanhas foram determinadas, ainda, as concentrações de sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos

suspensos fixos (SSF). As amostras foram preservadas em caixa térmica, desde o momento da coleta até a chegada no laboratório.

As amostras de água foram filtradas através de um filtro de fibra de vidro Macherey-Nagel GF/5 (47 mm de diâmetro e porosidade de 0,7  $\mu\text{m}$ ), e depois de um período de secagem de 1 hora, foram realizadas pesagens dos filtros para determinar o peso do material particulado (SST). Após a incineração dos filtros em mufla a 550 °C durante 15 a 20 minutos, o SSF foi determinado através da nova pesagem dos filtros. O SSV correspondeu à diferença entre as duas pesagens realizadas anteriormente (APHA, 1998).

### 3.2.2 Radiometria

Para os levantamentos dos espectros de reflectância, utilizou-se o conjunto de espectrorradiômetros hiperespectrais da marca TriOS, modelo RAMSES (Figura 6). Sendo o da parte 1 para medir a energia radiante refletida de modo ascendente e descendente e o da parte 2 para medições de irradiância, ou seja, para a energia incidente. Esse equipamento possibilita registros em uma região de comprimento de ondas de 320 – 950 nm e possui uma resolução espectral de 3,3 nm/pixel com precisão de 0,3 nm.

**Figura 6 - Espectrorradiômetros TriOS RAMSES: 1) medição da energia refletida e 2) medição da energia incidente.**



Fonte: <[www.trios.de](http://www.trios.de)>.

Para gerar os valores de reflectância foram utilizados três equipamentos (Figura 7), colocados em uma haste de aço acoplada a embarcação. Foram colocados dois espectrorradiômetros em um ângulo de 30° da haste, sendo um deles direcionado para água

para medir a radiância que sai da água ( $L_v$ ) e outro para cima medindo a radiância do céu ( $L_p$ ); e por fim um espectroradiômetro colocado verticalmente a  $90^\circ$  para medir a irradiância descendente ( $E_{sol}$ ).

**Figura 7 - Medições radiométricas; radiância refletida proveniente do céu ( $L_p$ ); radiância refletida da água ( $L_v$ ) e irradiância descendente ( $E_{sol}$ ).**



Fonte: Autor (2016)

A quantificação da reflectância ( $R_{rs}$ ) na água se consolidou pela seguinte razão (Equação 1).

$$R_{rs} = \frac{L_p - \rho * L_v}{E_{sol}} \quad (1)$$

Onde  $\rho$  é uma constante de 0,028 que busca reparar as perdas de parte da energia dispersa (MOBLEY, 1999).

### 3.3 Procedimentos de análise

Os dados de espectrometria de campo possuem uma maior resolução espectral, e quando comparado com os satélites trabalhados percebe-se a grande diferença, por exemplo, em uma imagem MODIS e Landsat há apenas uma banda para o vermelho, enquanto o

conjunto de espectrorradiômetros possui 12 bandas para a mesma faixa espectral. Na espectrometria de campo obteve-se valores de reflectância nos comprimentos de onda entre 327-718 nm. Diante disso, para que fosse possível criar modelos adaptados para faixas espectrais de satélites, foi feita uma média dos dados de reflectância da espectrometria que integrava as reflectâncias em cada intervalo de comprimentos de onda correspondente à faixa espectral dos satélites, levando em conta a sensibilidade do sensor em cada comprimento de onda (ESPINOZA, 2013). Logo, os valores de reflectância da espectrometria de campo passaram a ter apenas uma banda, apresentando valores equivalentes ao comprimento de onda dos satélites.

Para as análises de correlação entre os dados de concentração de sólidos suspensos totais e reflectância da espectrometria de campo adaptadas aos satélites, foram selecionados todos os pontos das três campanhas. Desta forma, todos os valores por ponto de todas as campanhas foram utilizados para produzir as equações adaptadas ao sensor MODIS e ao satélite Landsat 8.

### 3.3.1 Técnicas estatísticas

A técnica de correlação de *Pearson* foi utilizada na calibração do modelo a fim de estabelecer relação entre as variáveis SST e espectrometria de campo. Assim como também foi utilizada na validação do modelo entre as variáveis SST estimado e espectrometria dos satélites. Este procedimento foi realizado por meio do software Minitab 17.

Além de gerar valores em tabela, elaboraram-se gráficos de correlação que consistem em diagramas cartesianos onde nas abscissas são locadas as ordens dos coeficientes de correlação das séries e nas ordenadas o valor desses coeficientes. O valor do resultado para as diferentes formas de demonstração dos dados estará sempre entre -1 (correlação negativa) e +1 (correlação positiva), sendo o valor 0 (zero) ausência de correlação.

Para avaliar a significância do nível de correlação encontrado nos dados foram formuladas as hipóteses  $h = 0$ , é aquela em que as variâncias são constantes e consequentemente os resíduos apresentam-se em homoscedasticidade; e  $h \neq 0$ , e de que os resíduos se apresentam em heteroscedasticidade e sua variância não é constante para os dois grupos de dados. (NAGHETTINI e PINTO, 2007). A estatística teste é dada pela distribuição de probabilidades F de Snedecor. O intervalo de confiança dos testes é obtido a partir do nível de significância adotado  $\alpha = 5\%$ , segundo a expressão  $(1-\alpha)$ .

O cálculo de incerteza foi feito pela (Equação 2).

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (X_{obs,i} - X_{model,i})^2}{n}} \quad (2)$$

Onde RMSE é a raiz do erro quadrático da média;  $X_{obs,i}$  é o valor de sedimentos em suspensão da amostra de água superficial;  $X_{model,i}$  é o valor de sedimentos em suspensão estimado pela espectrometria e  $n$  o número de amostras.

### 3.3.2 Validação de dados

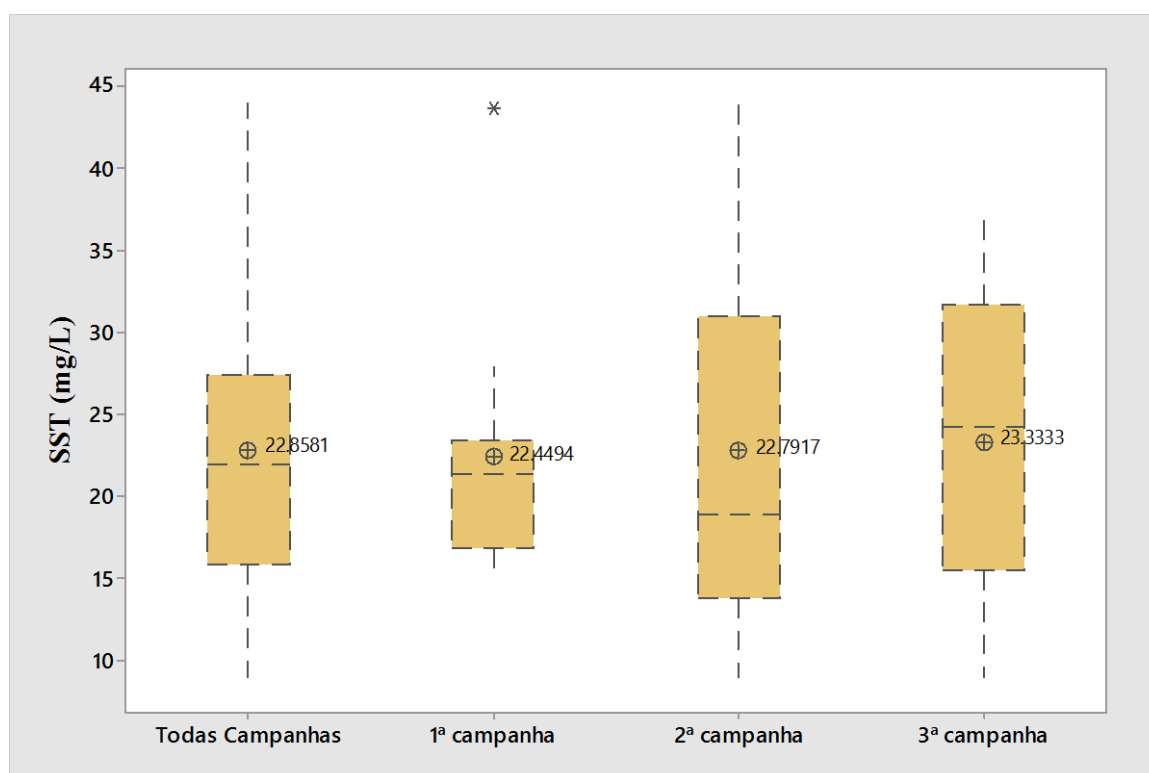
Para avaliar estatisticamente o desempenho dos modelos, calcularam-se indicadores estatísticos (teste de significância e teste de hipótese) comparando-se os valores estimados e os medidos. A metodologia adotada para validar os modelos do trabalho foi a validação cruzada com K-folds. Nesse método consiste em dividir o conjunto total de dados em  $k$  subconjuntos mutuamente exclusivos do mesmo tamanho. Destes  $k$  subconjuntos, um é repetido para ser utilizado na validação e os subconjuntos restantes são utilizados para estimação dos parâmetros e calcula-se a acurácia do modelo, ou seja, o objetivo é repetir os testes múltipla vezes para aumentar a confiabilidade da estimativa testada (KOHAVI, 1995; BROWNE, 2000).

## 4 RESULTADOS

### 4.1 Dados de sólidos suspensos totais

Os registros das três campanhas de coleta tiveram concentração de SST na laguna Manguaba entre 9 e 44 mg/L. Quando comparados os 36 pontos coletados percebe-se uma distribuição bem regular entre valor mínimo e intervalos interquartis, entretanto, quando se avaliam as coletas percebe-se uma maior heterogeneidade entre a primeira coleta com as demais (Figura 8). Todos os valores (Quadro 6), foram interpolados para cada campanha usando o método inverso da distância IDW para análise espacial da concentração da variável supracitada (Figura 9). Logo, percebe-se a graduação do aporte no sentido montante – jusante em cada campanha.

**Figura 8 - Comportamento estatísticos da concentração de sólidos suspensos totais nos pontos de coleta por campanhas.**



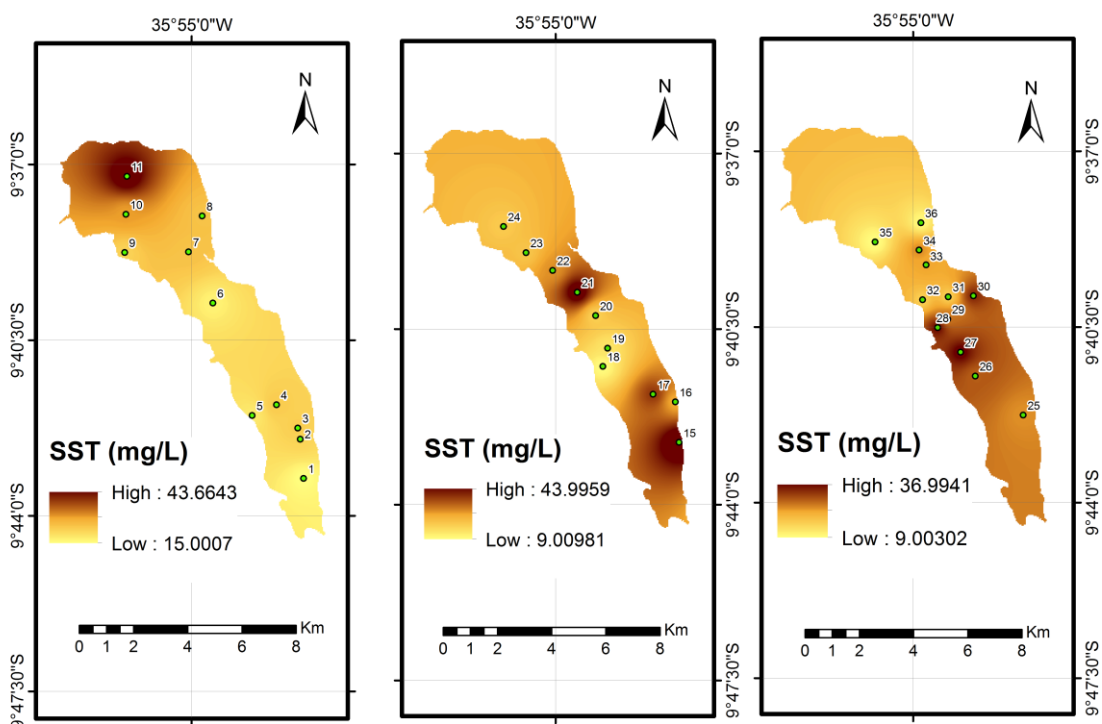
Fonte: Autor (2016)

**Quadro 5 - Base de dados das três campanhas: dados de sólidos numa escala espaço-temporal.**

Ponto	Data	Nº da garrafa	Longitude	Latitude	Hora	SST (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)
1	14/07/2015	9	-35,879	-9,7209	10:36	15,0	*	*
2	14/07/2015	5	-35,881	-9,7089	10:44	20,9	*	*
3	14/07/2015	10	-35,881	-9,7027	10:47	22,0	*	*
4	14/07/2015	6	-35,888	-9,6964	10:52	22,3	*	*
5	14/07/2015	7	-35,9	-9,6969	10:58	17,5	*	*
6	14/07/2015	3	-35,907	-9,6607	10:06	16,7	*	*
7	14/07/2015	11	-35,911	-9,649	11:11	23,4	*	*
8	14/07/2015	8	-35,92	-9,6336	11:19	23,3	*	*
9	14/07/2015	12	-35,939	-9,6453	11:26	20,9	*	*
10	14/07/2015	14	-35,932	-9,6374	11:33	28,0	*	*
11	14/07/2015	13	-35,,94	-9,6203	11:41	43,7	*	*
12	14/07/2015	2	-35,869	-9,7336	12:24	15,8	*	*
13	03/09/2015	2	-35,836	-9,731	12:00	13,0	13	0
14	03/09/2015	3	-35,862	-9,7361	12:09	20,0	0	20
15	03/09/2015	4	-35,878	-9,7109	12:18	44,0	44	0
16	03/09/2015	5	-35,877	-9,6992	12:25	22,5	12	10,5
17	03/09/2015	6	-35,884	-9,6966	12:28	33,0	31	2
18	03/09/2015	7	-35,898	-9,6896	12:33	9,0	9	0
19	03/09/2015	8	-35,899	-9,6813	12:38	13,0	5	8
20	03/09/2015	9	-35,903	-9,6705	12:43	16,5	16	0,5
21	03/09/2015	10	-35,908	-9,6626	12:48	42,0	17,5	24,5
22	03/09/2015	11	-35,917	-9,6557	12:50	25,0	25	0
23	03/09/2015	12	-35,926	-9,6496	12:58	18,0	0	18
24	03/09/2015	1	-35,934	-9,641	13:02	17,5	12,5	5
25	14/09/2015	1	-35,878	-9,7032	12:34	24,0	19,5	4,5
26	14/09/2015	2	-35,896	-9,6914	12:46	28,0	12,5	15,5
27	14/09/2015	3	-35,9	-9,6819	12:54	37,0	8,5	28,5
28	14/09/2015	4	-35,908	-9,6749	13:01	36,0	4,5	31,5
29	14/09/2015	5	-35,905	-9,6725	13:08	26,0	4,5	21,5
30	14/09/2015	6	-35,899	-9,6642	13:27	33,0	3,5	29,5
31	14/09/2015	7	-35,907	-9,6654	13:34	15,5	2,5	13
32	14/09/2015	8	-35,913	-9,666	13:39	15,5	0	15,5
33	14/09/2015	9	-35,912	-9,6544	13:48	22,0	5	17
34	14/09/2015	10	-35,915	-9,6495	13:55	24,5	9	15,5
35	14/09/2015	11	-35,929	-9,6468	14:02	9,0	9	0
36	14/09/2015	12	-35,914	-9,6404	14:08	9,5	0	9,5

Fonte: Autor (2016)

**Figura 9 - Mapas de concentração de SST na Laguna Manguaba, 1º, 2º e 3º campanha.**



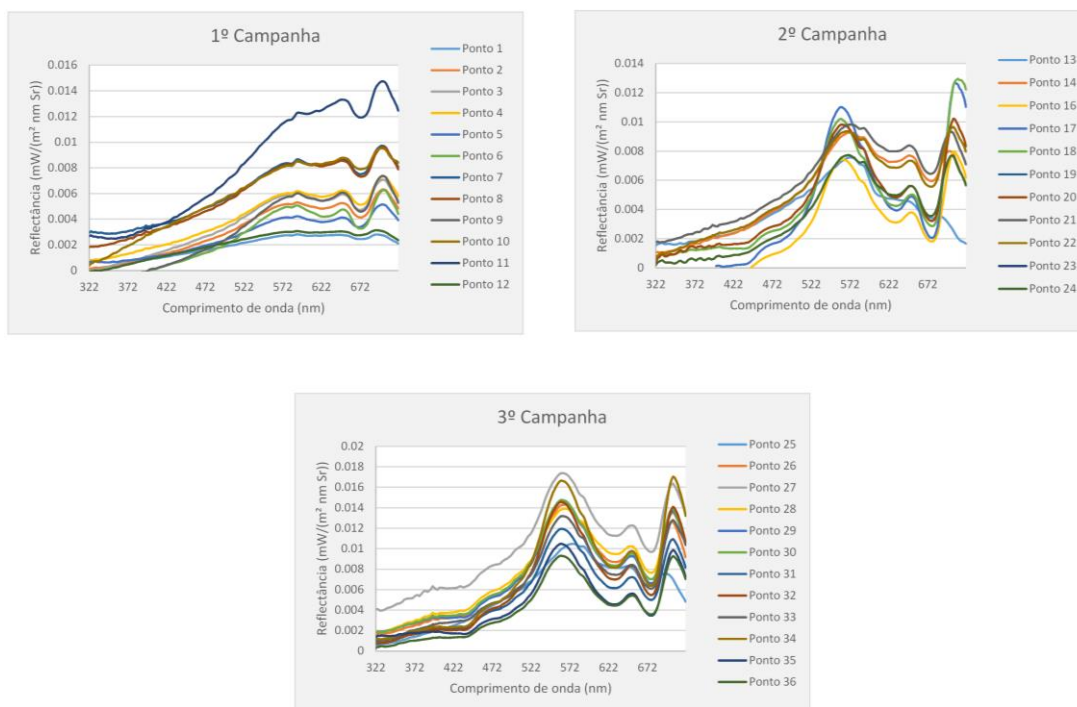
Fonte: Autor (2016)

## 4.2 Dados Radiométricos

Quando comparados os comportamentos espectrais observados, percebe-se semelhanças nas campanhas 2 e 3, em que os picos mais acentuados de reflectância foram na faixa espectral de 562 e 704 nm, entretanto, na segunda, o pico de reflexão foi maior na faixa dos 704 nm, ao contrário da terceira campanha que teve o maior pico de reflexão com 562 nm. Distinta dessas, a campanha 1 teve também pico mais acentuado de reflectância na faixa de 704nm, mas seguido por um outro pico em 650 nm (Figura 10).

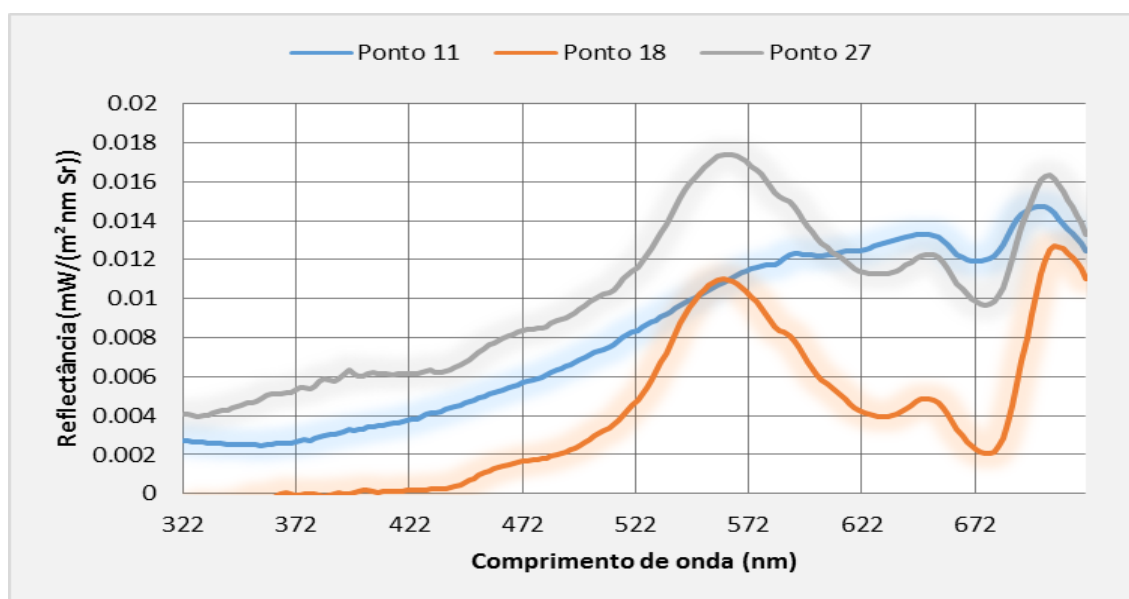


**Figura 10 - Curvas espectrais dos pontos de coleta nas três campanhas.**



Fonte: Autor (2016)

Avaliando as repostas espectrais das campanhas isoladamente (Figura 11), nota-se um perfil praticamente homogêneo entre os pontos coletados principalmente entre a segunda e terceira campanha. Na primeira campanha o perfil espectral pode ser representado pelo ponto 11, em que as feições mostram um pequeno pico em 590 nm, pico prenunciado 650 nm, depressão prenunciada em 670 nm e um pico máximo em 704 nm. A segunda campanha teve um comportamento similar ao ponto 18, onde se teve um pico em 564 nm, forte depressão em 630 nm, pequeno pico em 650 nm, depressão em 670 nm e pico máximo em 704 nm. E por fim a terceira campanha é refletida no ponto 27 com as feições: pico máximo em 564 nm, depressão 630 nm, pequeno pico em 650 nm, outra depressão em 670 nm e pico prenunciado em 704 nm.

**Figura 11 - Espectros obtidos em alguns pontos amostrais.**

Fonte: Autor (2016)

### 4.3 Calibração e validação do modelo

Com base nesses resultados buscou-se calibrar o modelo nos pressupostos analisados por (Matthews, 2011). Assim foram usadas as bandas do verde e vermelho adaptadas para os satélites MODIS e Landsat 8, como também as faixas eletromagnéticas do espectrorradiômetro: 700 nm.

Na calibração foram usados 31 dos 36 pontos para melhor ajuste do modelo (Quadro 7), isso porque foram removidos os pontos com resíduos grandes que tinham forte influência sobre a linha ajuste dos modelos. A banda vermelha adaptada para os satélites MODIS e Landsat foram as que tiveram melhores resultados na correlação com SST.

**Quadro 6 - Valores de reflectância medidos pelo espectrorradiômetro, os valores originais de foram multiplicados por 10<sup>5</sup>.**

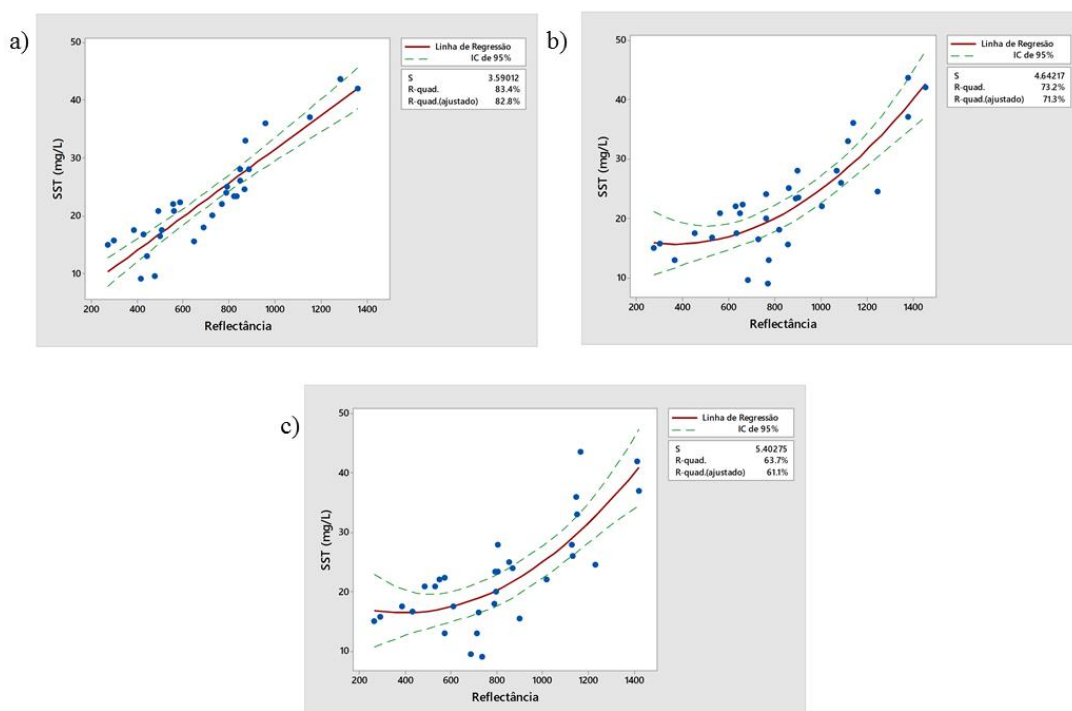
Ponto	Faixa do radiômetro	Faixas espectrais adaptadas ao MODIS		Faixas espectrais adaptadas ao Landsat	
	700nm	Verde	Vermelho	Verde	Vermelho
1	274,59	255,82	269,76	258,23	266,64
2	631,24	474,11	490,25	477,79	490,1
3	708,12	542,64	553,09	546,77	554,57
4	733,58	556,35	586,58	560,7	588,76
5	515,26	380,67	385,51	383,35	386,89
6	625,41	436,38	426,66	441,28	427,41
7	971,94	777,18	831,32	784,58	832,51
8	963,13	765,51	820,45	773,05	818,62
9	737,92	501,71	559,1	511,15	561,63
10	951,62	758,74	845,63	768,47	849,75
11	1474,38	1049,17	1284,32	1070,59	1289,51
12	306,38	283,63	296,3	285,87	294,11
13	287,08	703,12	439,46	695,08	418,25
14	800,07	865,77	725,29	851,97	721,33
18	1125,32	1055,26	414,03	938,49	419,61
19	1106,95	983,28	442,8	875,67	449,83
20	961,91	943,13	496,63	869,97	500,76
21	1547,37	1464,13	1359,52	1456,07	1354,66
22	932,51	916,75	789,69	906,3	781,55
23	948,43	890,21	687,3	862,27	685,14
24	764,52	716,78	504,28	691,6	505,1
25	738,31	951,03	787,26	950,56	767,06
26	1252,06	1371,31	885,63	1295,5	891,04
27	1606,52	1687,32	1150,7	1594,54	1162,49
28	1323,61	1334,8	957,18	1277,91	958,89
29	1330,05	1418,43	845,71	1316,89	860,75
30	1363,55	1425,87	870	1325,99	888,31
31	1067,62	1151,39	647,84	1061,28	665,27
33	1240,72	1264,3	768,96	1176,54	780,83
34	1625,26	1597,3	864,99	1461,3	890,43
36	888,15	896,73	476,6	819,72	494,03

Fonte: Autor (2016)

### 4.3.1 MODIS

Na reflectância da banda 1 (vermelho) do MODIS (Figura 12); obteve-se  $r^2$  83,4%, isso significa que o modelo pode explicar por esse percentual as variações do SST e que o modelo pode ser usado para prever essa variável;  $p < 0,001$ , esse valor significa a não rejeição da hipótese nula, isso ocorrer porque a probabilidade máxima um erro é menor que 5%;  $n = 31$ ; RMSE = 3,47 mg/L. Os outros melhores resultados foram usando razões espectrais das faixas adaptadas ao vermelho e verde do MODIS e a faixa espectral de 700nm. Foram ajustados 5 modelos para predição de SST (Tabela 2).

**Figura 3 - Correlação de SST com a reflectância adaptada. a) banda 1 (vermelho) do MODIS ( $r^2 = 83,4\%$ ); b)  $([\text{verde} + \text{vermelho}]/2)$  e c)  $([\text{vermelho} + 700\text{nm}]/2)$**



Fonte: Autor (2016)

**Tabela 2 – Ajustes testados aplicáveis a radiometria e as imagens MODIS, comprimento espectral adaptado as faixas dos satélites.**

Banda de Entrada	Modelo	R-quadrado (%)	RMSE
Verde	$15,01 + 0,01084x - 0,000012 x^2 + 0x^3$	33,7	6,94
Vermelho	$2,302 + 0,02924 x$	83,4	3,47
700 nm	$10,17 + 0,02575x - 0,000030x^2 + 0x^3$	50	6,02
(Verde+Vermelho)/2	$20,07 - 0,01838 x + 0,000023 x^2$	63,7	5,13
(Vermelho+700nm)/2	$18,59 - 0,01648 x + 0,000023 x^2$	73,2	4,41

Fonte: Autor (2016)

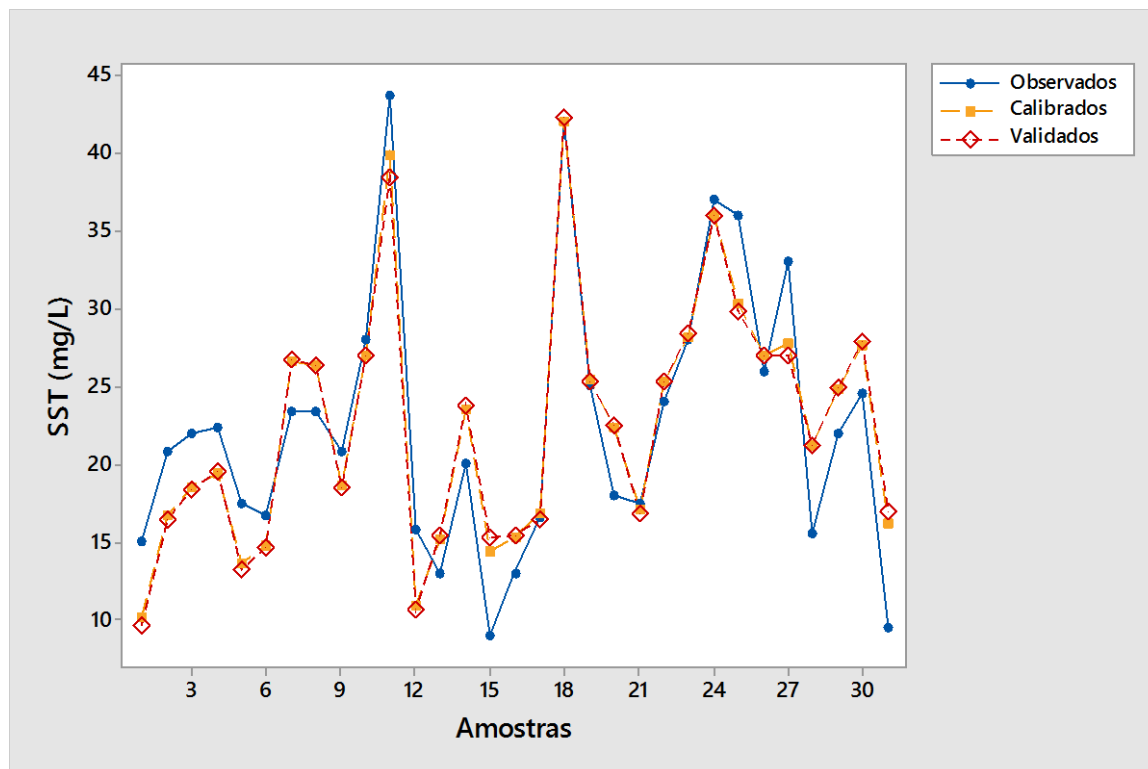
Como indicado na figura 12, o melhor modelo foi uma função linear usando a banda adaptada do vermelho. A equação para este algoritmo é:

$$Y = a+b*x \quad (3)$$

Em que y é a estimativa para o SST em mg/L e x é a faixa espectral do vermelho e Coeficientes a e b são respectivamente 2,302 e 0,02924, intervalos de confiança de 95%. O ajuste do modelo se encaixa muito bem para os dados, essa equação pode ser usada para prever SST para um valor da faixa espectral correspondente, ou vise versa.

Na validação dos dados o RMSE para a banda do vermelho do sensor Modis foi de 3,79 mg/L (n = 31) o  $R^2 = 80,2\%$ ,  $p < 0,001$ . Enfim, a validação mostra que o modelo teve um bom ajuste e estatisticamente foi bem representado (Figura. 13).

**Figura 13 - Comparação entre as concentrações de SST estimadas na calibração e validação e as observadas em campo para a equação 3.**

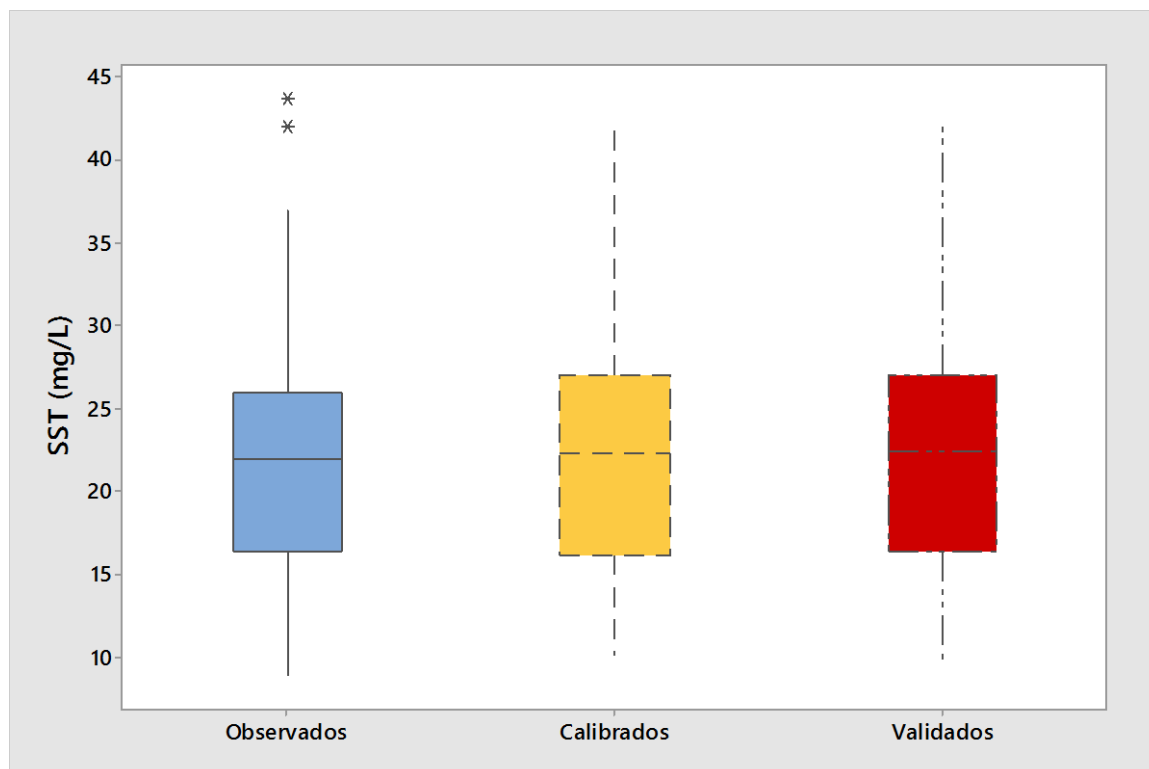


Fonte: Autor (2016)

Visualmente percebe-se que a equação acompanha a sinuosidade da curva e apresenta-se com flutuações em torno do valor observado de forma aleatória, ao longo de todas as observações.

Também foram comparadas as concentrações de SST observadas, calibradas e validadas através do gráfico de caixas (Figura 14). Percebe-se um bom ajuste do modelo nos períodos de calibração e validação corroborando que a predição dos SST está de acordo com dados observados.

**Figura 14 - Diagramas de caixa dos períodos de calibração e validação do modelo voltado para sensor MODIS.**

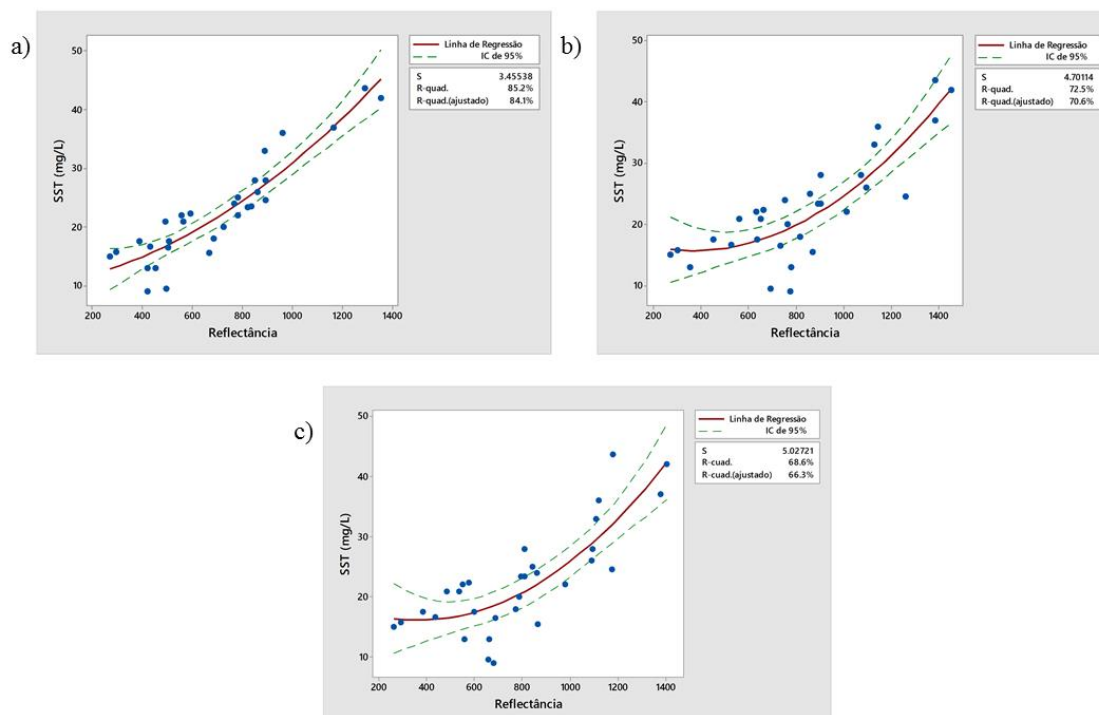


Fonte: Autor (2016)

#### 4.3.2 Landsat 8

Os modelos aplicáveis à radiometria adaptados para o satélite Landsat 8, tiveram melhor ajuste ( $r^2$  de 68,6%, 72,5% e 85,2%) com 95% de confiança, sendo a faixa espectral do vermelho denotada como melhor ajuste, os outros foram resultados das razões espectrais das bandas do vermelho e verde adaptadas ao Landsat 8 e a faixa espectral de 700nm (Figura 15). Os três melhores ajustes consistem em valores estatísticos descritos na (Tabela 3), o melhor modelo teve valores de:  $r^2$  85,2%;  $p < 0.049$ ;  $n = 31$ ;  $RMSE = 3,28$  mg/L.

**Figura 15 - Melhores ajustes da relação de SST com a reflectância adaptadas para faixas espectrais do satélite Landsat 8 e faixa eletromagnética de 700 nm. Sendo, a) Banda vermelha, b) (Verde+Vermelho)/2 e c) (Vermelho+700 nm)/2.**



Fonte: Autor (2016)

**Tabela 3 - Ajustes testados aplicáveis a radiometria e as imagens Landsat 8.**

Banda de Entrada	Modelo	R-quadrado (%)	RMSE
Verde	$9,613 + 0,01469 x$	37	6,76
Vermelho	$9,926 + 0,00673 x + 0,000014 x^2$	85,2	3,28
700 nm	$7,890 + 0,01524 x$	43,1	6,43
(Verde+Vermelho)/2	$19,42 - 0,01793 x + 0,000024 x^2$	68,6	4,78
(Vermelho+700 nm)/2	$18,64 - 0,01643 x + 0,000022 x^2$	72,5	4,47

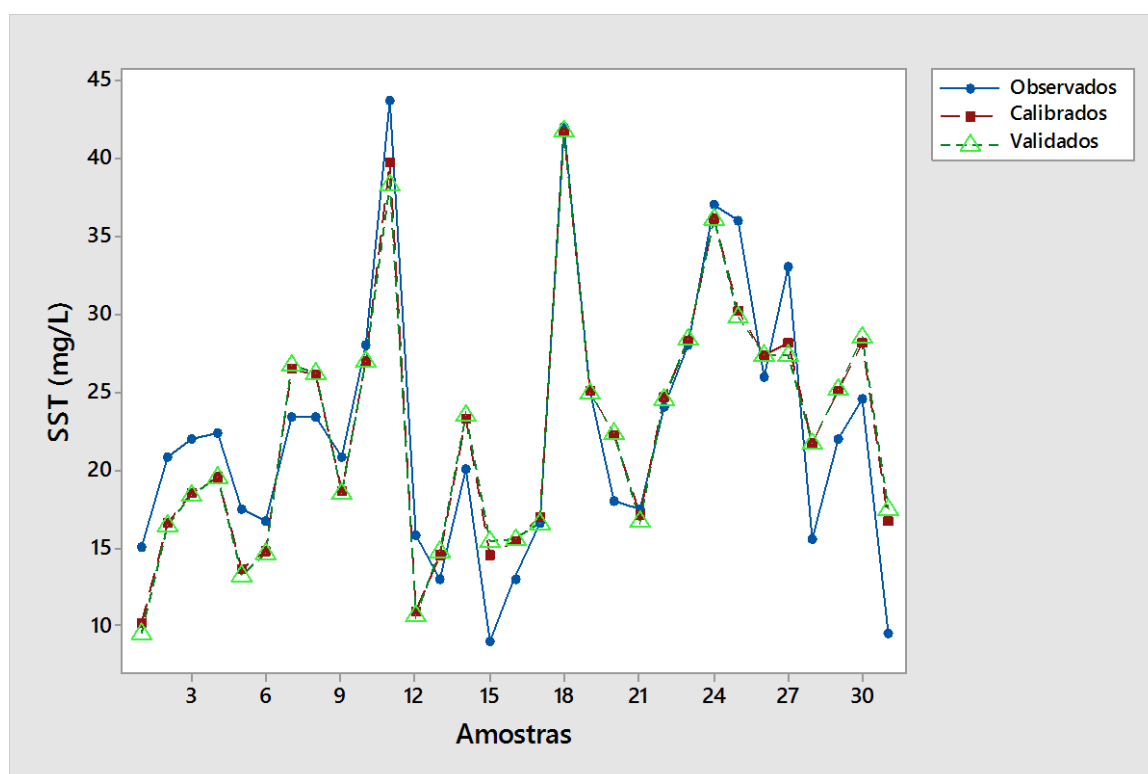
Fonte: Autor (2016)



Na validação do melhor modelo de regressão do satélite Landsat 8 (Equação 4), obteve-se um  $r^2$  79,6% RMSE = 3,85 mg/L;  $p < 0,01$ ;  $n = 31$ . Logo se percebe que a validação apresenta valores estimados bem satisfatórios (Figura 16), observa-se que os resultados de SST calibrados e validados são visualmente muito próximo dos valores observados, embora apresente-se com flutuações em quase todos os valores observados, levando a subestimação e superestimação de valores obtidos com a equação de regressão.

$$\text{SST} = (9.926 + 0.00673 * x) + (0.000014 * x^2) \quad (4)$$

**Figura 16 - Comparação entre as concentrações de SST observados, ajustados e validados para a equação 4.**



Fonte: Autor (2016)

## 5 DISCUSSÃO

Comumente, as concentrações de sólidos suspensos totais são quantificadas pelas medições no campo em pontos pré-determinados. Para estudos temporais de estuários, a amostragem é então repetida na mesma estação ao longo do tempo, proporcionando assim o conhecimento dos processos em curso na área. O levantamento e processamento de vários pontos de amostragem dentro de um estuário se torna árduo e demorado quando o número de estações aumenta com a imensidão do corpo de água estudado. A maioria das agências federais e estaduais usam algumas medições pontuais dentro do sistema estuarino para caracterizar o estado geral do sistema. Essas medições são não só dispendiosas, mas também estão viciadas por amostragem de logística. Assim, as amostras são tendenciosas para levar em conta as condições meteorológicas. Enquanto essas medidas fornecem dados muito necessários, a falta de cobertura espacial e temporal cria impedimentos ao tentar caracterizar a complexidade e a heterogeneidade de um sistema estuarino.

Estuários são ambientes altamente dinâmicos e as condições observadas em um único ponto podem ser o resultado de muitos processos complexos e interligados. Assim, as observações podem não refletir o sistema no espaço ou no tempo, pode-se perceber que nos resultados aqui expressos da amostragem tradicional de campo para concentração de SST, a existência de três diferentes cenários, constatando-se uma mudança gradual do fluxo de SST no sentido montante - jusante. Para colmatar a lacuna espacial causada pela amostragem tradicional, os resultados de sensores remotos usados neste trabalho possibilitam uma caracterização mais detalhada das águas e fornece modelos de quantificação de sedimentos em suspensão nas águas estuarinas, sendo uma chave para a compreensão dos padrões espaciais e temporais de distribuições de sedimentos suspensos.

Os métodos aqui utilizados para desenvolver os modelos de concentração de SST, tiveram uma relação empírica entre os dados *in situ* de sólidos e sensoriamento remoto, em que tomaram uma forma de regressão linear e exponencial. A principal dificuldade foi a escolha das faixas espectrais para extrair medidas de reflectância, isso porque, estudos fazem relações com toda a parte das faixas espectrais do visível (NOVO et al., 1991; LIEDEKE et al.; 1995). Outros usam combinações com a faixa do vermelho e outras faixas do visível (DEKKER et al., 2001; HAN et al., 2006). No entanto, estudos apontam que a faixa espectral do infravermelho próximo é menos influenciada pela reflectância de fundo em águas rasas (TOLK et al., 2000; STERCKX et al., 2007). Mas são comumente usadas combinações das

faixas do vermelho e infravermelho próximo (DOXARAN et al., 2002; ESPINOZA, 2013). Contudo, as tentativas nesse trabalho adotaram os critérios descritos por Matthews (2011).

Ao analisar os dados dos espectrorradiômetros (Figura 12), percebe-se que na primeira campanha ocorreu o deslocamento do pico de reflectância para maiores comprimentos de onda na faixa do visível, ou seja, a formação de um patamar entre os comprimentos de onda de 580 nm a 650 nm, característicos de sistemas aquáticos com elevadas concentrações de sedimentos em suspensão presente na água (LODHI et al., 1997; JENSEN, 2009).

A segunda e terceira campanha as águas tiveram um comportamento espectral de ambientes eutrofizados, isso porque as amostras tiveram uma baixa reflectância entre 400 e 500 nm, considerado o primeiro pico de máxima absorção por clorofila-a, houve também um pico de reflectância máxima no verde, e, nessa faixa espectral os pigmentos têm baixo coeficiente de absorção, assim, o retroespalhamento das partículas em suspensão assume o papel dominante. É ainda configurado com um pequeno pico em torno de 650 nm, devido ao retroespalhamento causado por pigmentos acessórios e um ponto clássico de absorção na faixa do vermelho, associado ao segundo ponto de absorção por parte da clorofila-a. E por fim, as amostras têm um pico bem definido de reflectância no infravermelho próximo em torno de 700 nm, atribuído a mínima absorção por todos os componentes opticamente ativos (GITELSON, 1992; GITELSON et al., 2000; SCHALLES, 2006).

Os componentes opticamente ativos podem ser divididos em 3 categorias: organismos vivos, partículas em suspensão e substâncias orgânicas dissolvidas. Com o aumento da concentração dos organismos vivos (fitoplâncton, zooplâncton e bacterioplâncton), ocorre o aumento de pigmentos fotossintetizantes, que causam uma diminuição constante da reflectância, onde o pico de reflectância muda gradualmente do azul (440 - 485 nm) para o verde (500 - 565 nm) (devido a maior absorção nas regiões do azul e vermelho), ao mesmo tempo em que ocorre um aumento da reflectância em 680nm, referente à emissão associada à fluorescência da clorofila. O aumento dos teores de matéria orgânica dissolvida na água faz com que ocorra uma diminuição de reflectância na região do azul e do verde, resultando que a partir de certa concentração os picos de reflectância passam a ocorrer nas regiões do verde e vermelho, dando à água um aspecto amarelado. Já para o infravermelho (acima de 740 nm) ocorre um aumento da reflectância com o aumento da concentração de matéria orgânica dissolvida; entretanto quando a concentração de substâncias orgânicas é muito alta, a absorção suplanta o espalhamento, não havendo energia retroespalhada pelo volume e dando a água

uma aparência negra. As partículas em suspensão orgânicas também podem aumentar os coeficientes de absorção de modo semelhante à matéria orgânica dissolvida, já as inorgânicas (material particulado) tem como principal efeito o aumento do coeficiente de espalhamento da água, ocorrendo um deslocamento do máximo de reflectância em direção aos comprimentos de onda mais longos na região do visível, dando à água aspecto marrom/vermelho, e para os comprimentos de onda do infravermelho ocorre um aumento na reflectância (JENSEN, 2009).

De modo geral, nas amostras de todas as campanhas a faixa espectral do vermelho foi a que obteve melhor correlação com as concentrações de SST, e pode ter sido influenciada pela forte densidade de algas, catalogadas no mesmo período em coletas do projeto: Avaliação de indicadores de qualidade da água em um sistema estuarino-lagunar costeiro tropical através de sensoriamento remoto. Edital MCT/CNPq /2013 – Universal.

O pico de reflectância de sedimentos suspensos é reduzido em altas concentrações de fitoplâncton (CHL-a > 30mg/l) (RITCHIE e ZIMBA, 2006). O aumento de concentração de SST não pode eliminar o padrão espectral proeminente das algas. Este padrão pode ser notado mesmo quando a concentração de SST é de 1000 mg/L (KARABULUT e CEYLAN, 2005).

O pico discreto observado na região do vermelho (650 nm) está associado à presença de SST. Tanto as reflectâncias na região do vermelho e (700 nm) se mostraram boas preditoras de SST, fato evidenciado também por (Doxaran et al., 2002; Katlane et al., 2011). As maiores relações encontradas de SST e reflectância foram com a faixa do vermelho e a razão (vermelho + 700 nm)/2, e para as faixas adaptadas para o sensor MODIS, os modelos obtiveram os respectivos resultados ( $r^2$  83,4%; RMSE = 3,47 mg/L) e ( $r^2$  73,2%; RMSE = 4,41 mg/L) a validação do melhor modelo teve valores estatísticos de ( $r^2$  80,2%; RMSE = 3,79 mg/L).

A faixa espectral do vermelho é ideal para a detecção de sedimento suspenso devido à alta sensibilidade espectral a partir de sedimentos na coluna de água, embora o perfil espectral das águas da laguna tenha configurado um pequeno pico em torno de 650 nm, essa faixa apresentou alta correlação com SST, mostrando que a reflectância pode ter sido reduzida por um padrão espectral proeminente das algas, mas o modelo calibrado e validado para o sensor Modis não foi influenciado por esse padrão. Assim como também não houve grande influência por retroespalhamentos causado por pigmentos acessórios. Para as faixas simuladas na calibração e validação para o satélite Landsat 8, os modelos obtiveram os

respectivos resultados ( $r^2$  85,2%,  $p < 0,049$ ;  $n = 31$ ; RMSE = 3,28 mg/L) e ( $r^2$  79,6%,  $p < 0,001$ ;  $n = 31$ ; RMSE = 3,85 mg/L). Os padrões percebidos nos modelos anteriores se repetem.

## 6 CONCLUSÕES

Esse estudo indica modelos empíricos explícitos com base na banda do vermelho para predição da concentração de sólidos suspensos totais (SST). A quantificação é a chave para compreensão morfodinâmica de sistemas estuarinos. A criação desta modelo usou dados de reflectância adaptados para o sensor MODIS (Mod09) de 500 m e o satélite Landsat 8, os resultados mostraram uma boa aplicação na laguna Manguaba, ambiente estuarino tropical, tendo potencial de validação em estudos futuros em ambientes similares. No entanto, mais esforços dedicados ainda são necessários para melhor caracterizar as variações espaciais e temporais.

Enfim, conclui-se: i) os dados de sensoriamento remoto permitem estimar a distribuição das concentrações de SST na laguna Manguaba; ii) os modelos desenvolvidos para a predição de SST são confiáveis, indicando-se que esta variável pode ser quantificada remotamente a partir dos dados de sensoriamento remoto de campo e orbital com elevado grau de confiabilidade; iii) os modelos desenvolvidos para concentração de SST, usando as bandas espectrais adaptadas para o sensor MODIS e o satélite Landsat 8, indicam que esta variável pode ser estimada a partir dos dados dos satélites; iv) A faixa espectral do vermelho foi a que teve melhor sensibilidade de sedimentos na coluna de água.

No entanto, mais esforços dedicados ainda são necessários para melhor caracterizar as variações espaciais e temporais.

Recomenda-se em futuro estudos a introdução de outros componentes opticamente ativos para avaliar e eliminar possíveis efeitos, ou seja, algumas mudanças serão cruciais, tais como: desenvolvimento de um modelo bio-óptico, modelagem de mistura espectral para o corpo de água; utilizar outros satélites e sensores; e recalibrar os dados sob influência significativa de chuva, os dados obtidos em tal situação possa delimitar as condições nas quais ele não foi aplicável. Esses fatores devem ser considerados para melhorar o modelo.

## REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Plano de Ações e Gestão Integrada do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba CELMM**. 2006.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater** (20th ed.). Washington DC: APHA, 1998.
- BERK, A., BERNSTEIN, L.S., ANDERSON, G.P., ACHARYA, P.K., ROBERTSON, D.C., CHETWYND, J.H. AND ADLER-GOLDEN, M. MODTRAN Cloud and Multiple scattering Upgrades with Application to AVIRIS. **Remote Sensing of Environment**, v. 65, n. 3, p. 367-375, 1998.
- BERKMAN, J.A. H.; CANOVA, M.G. **Algal biomass indicators** (ver. 1.0): U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, book 9, chap. A7, section 7.4, <http://pubs.water.usgs.gov/twri9A/>, 2007.
- BI, N.; YANG, Z.; WANG, H.; FAN, D.; SUN, X.; LEI, K. Seasonal variation of suspended-sediment transport through the Southern Bohai Strait. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 93, n. 3, p. 239-247, 2011.
- BINDING, C.E., BOWERS, D.G. AND MITCHELSON-JACOB, E.G. Estimating suspended sediment concentrations from ocean colour measurements in moderately turbid waters; the impact of variable particle scattering properties. **Remote Sensing of Environment**, v. 94, p. 373–383, 2005.
- BRIVIO, P. A.; JARDIM, C.; ZILIOLI, E. Validation of satellite data for quality assurance in lake monitoring applications. **Science of the Total Environment**. v. 268, n. (1-3), p. 3-18, 2001. Doi: 10.1016/S0048-9697 (00) 00693-8
- BROWNE, MICHAEL W. Cross-validation methods. **Journal of Mathematical Psychology**, v. 44, n. (1), p. 108-132, 2000.
- BRUUN, P. Bypassing at littoral drift barriers, in **Encyclopedia of Coastal Science**. Springer, 2005, 210-215 p.
- BUKATA, R. P., JEROME, J. H., KONDRATYEV, K. Y., AND POZDNYAKOV, D. V. **Optical properties and Remote Sensing of Inland and Coastal Waters**. New York: CRC Press, 1995, 362 p.
- CAMPBELL, J. B. **Introduction to remote sensing**. 2<sup>nd</sup> Edition. New York: The Guilford Press New York, 1996, 622 p.
- CHAO RODRÍGUEZ, Y.; EL ANJOURI, A.; DOMÍNGUEZ GÓMEZ, J. A.; RODRÍGUEZ PÉREZ, D.; RICO, E. Using Landsat image time series to study a small water body in Northern Spain. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 186, n. (6), p. 3511-3522, 2014.
- CHEN, J. Dams, Effect on coasts, in **Encyclopedia of Coastal Science**. Springer, 2005, 357–359 p.
- CLARK, B., SUOMALAINEN J. AND PELLIKKA P. A comparison of methods for the retrieval of surface reflectance factor from multi-temporal SPOT HRV, HRVIR and HRG

multispectral satellite imagery. **Canadian Journal of Remote Sensing**, n. 36, p. 397–411, 2010.

CLARK, C. D. Satellite remote sensing of marine pollution. **International Journal of Remote Sensing**, v. 14, n. (6), p. 2985-3004, 1993.

COSTA, A. M. Avaliação espaço-temporal da qualidade da água na laguna Manguaba (AL): aplicação do índice de estado trófico (IET). Maceió: **Monografia**. Universidade Federal de Alagoas: Instituto de Geografia, Meio Ambiente e Desenvolvimento, 2014.

COTOVICZ JR, L. C.; KNOPPERS, B. A.; BRANDINI, N. ; MIZERKOWISKI, B. D. ; STERZA, J. M.; OVALLE, A. R. C.; MEDEIROS, P. R. P. Assessment of the trophic status of four coastal lagoons and one estuarine delta, eastern Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, n. 185, p. 3297–3311, 2013.

DEKKER, A. G.; VOS, R. J. AND PETERS, S. W. Comparison of remote sensing data, model results and in situ data for total suspended matter (TSM) in the southern Frisian lakes. **Sci. Total. Environ.**, n. 268, p. 197 – 214, 2001. doi:10.1016/S0048-9697(00)00679-3.

DEKKER, A.-G., MALTHUS, T.-J., AND SEYHAN, E. Quantitative modeling of inland water quality for high resolution systems. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, n. 29, p. 89-95, 1991.

DOXARAN, D., FROIDEFOND, J.M. AND CASTAING, P. A reflectance band ratio used to estimate suspended matter concentrations in sediment-dominated coastal waters. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, n. (23), p. 5079–5085, 2002 a.

DOXARAN, D., FROIDEFOND, J.M., CASTAING, P. AND BABIN, M. Dynamics of the turbidity maximum zone in a macrotidal estuary (the Gironde, France): Observations from field and MODIS satellite data. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 81, p. 321–332, 2009

DOXARAN, D., FROIDEFOND, J.M., LAVENDER, S. AND CASTING, P. Spectral signature of highly turbid waters: Application with SPOT data to quantify suspended particulate matter concentrations. **Remote Sensing of Environment**, v. 81, p. 149–161, 2002 b.

ENVI. **Atmospheric Correction Module Version 4.7**. QUAC and FLAASH User's Guide, ITT Visual Information Solutions, 2009.

ESPINOZA, R. Monitoramento das dinâmicas espaciais e temporais dos fluxos sedimentares na Bacia Amazônica a partir de imagens de satélite. Brasília-DF: **Tese de Doutorado**. Universidade de Brasília: Instituto de Geociências. 2013.

FATTORI, V., WILLIAMS, J.A. G., MURPHY, L., COCCHI, M., AND KALINOWSKI, J. Organic light sources look forward to optimize the photosynthesis process. **Photonics and Nanostructures**, v. 6, n. (3-4), p. 225-230, 2008.

FORGET, P.; OUILLON, S. Surface suspended matter off the Rhône river mouth from visible satellite imagery, **Oceanologica Acta**, v. 21, n. (6), p. 739–749, 1998.

FRAGOSO JR., C. R.; FERREIRA, T.F.; MOTTA MARQUES, D. **Modelagem Ecológica em Ecossistemas Aquáticos**. Oficina de Textos, 2009, 304p.



GALLEGOS, C. L.; JORDAN, T. E.; HINES, A. H.; AND WELLER, D. E. Temporal Variability of Optical Properties in a Shallow, Eutrophic Estuary: Seasonal and Interannual Variability. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, n. 64, p. 156–70, 2005. doi:10.1016/j.ecss.2005.01.013.

GAO, B.C., DAVIS, C.O. AND GOETZ, A.F.H. **A review of atmospheric correction techniques for hyperspectral remote sensing of land surfaces and ocean color.** IEEE International Conference on Geoscience and Remote Sensing Symposium - IGARSS, 2006, p. 1979-1981.

GIN, K. Y. H., KOH, S. T., AND LIN, I. I. Spectral irradiance profiles of suspended marine clay for the estimation of suspended sediment concentration in tropical waters. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. (16), p. 3235-3245, 2003.

GITELSON, A. A. The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. **International Journal of Remote Sensing**, n. 13, p. 3367–3373, 1992.

GITELSON, A. A., YACOBI, Y. Z., SCHALLES, J. F., RUNDQUIST, D. C., HAN, L., STARK, R., & ETZION, D. Remote estimation of phytoplankton density in productive waters. **Archive of Hydrobiology Special issue on Advanced Limnology**, v. 55, n. (55), p. 121–136, 2000.

HAN, L. Spectral reflectance with varying suspended sediment concentrations in clear and algae-laden waters. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, n. 63, p. 701-705, 1997.

HAN, Z.; JIN, Y.Q. AND YUN, C. X. Suspended sediment concentrations in the Yangtze River estuary retrieved from the CMODIS data. **Int. J. Remote Sens.**, v. 27, n. (19), p. 4329 – 4336, 2006. doi: 10.1080/01431160600658164.

HIRAWAKE, TORU, SHINTARO T., AND HORIMOTO, N. A Phytoplankton Absorption-Based Primary Productivity Model for Remote Sensing in the Southern Ocean. **Polar Biol.** n. 34, p. 291–302, 2011. doi:10.1007/s00300-010-0949-y.

HU, C., FRANK, E. M. K., SERGE, A. AND KENDALL, L. C. Atmospheric correction and cross-calibration of LANDSAT-7/ETM+ imagery over aquatic environments: A multiplatform approach using SeaWiFS/MODIS. **Remote Sensing of Environment**, v. 78, n. (1-2), p. 99-107, 2001.

INTERNATIONAL OCEAN COLOUR COORDINATING GROUP - IOCCG. **Remote sensing of ocean colour in coastal, and other optically-complex waters.** Report Number 3, 2000, 139 p.

IOCCG, **Atmospheric correction for remotely-sensed ocean-colour products**, in: M.Wang (Ed.), Reports of International Ocean-color Coordinating Group, Number 10, IOCCG, Dartmouth, Canada, 2010, 78 pp.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres.** Tradução da 2 ed. por (pesquisadores do INPE): José Carlos N. Epiphanyo (coordenador); Antonio R. Formaggio; Athos R. Santos; Bernardo F. T. Rudorff; Cláudia M. Almeida; Lênio S. Galvão. São José dos Campos: Parêntese. 2009.

KAMPEL, M.; NOVO, E. M. L. M. O Sensoriamento remoto da cor da água. In: Souza, R. B. (ed.) **Oceanografia por satélites**. São Paulo: Oficina de Textos, cap. 12, p.179-196, 2005.

KARABULUT, M. AND CEYLAN, N. The spectral reflectance responses of water with different levels of suspended sediment in the presence of algae. **Turkish Journal of Engineering and Environmental Science**, n. 29, p. 351-360, 2005.

KARPOUZLI, E. AND MALTHUS, T. The empirical line method for the atmospheric correction of IKONOS imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. (5), p. 1143-1150, 2003.

KATLANE, R., NECHAD, B., RUDDICK, K., & ZARGOUNI, F. Optical remote sensing of turbidity and total suspended matter in the Gulf of Gabes. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 6, n. 5, p. 1527-1535, 2011. doi:10.1007/s12517-011-0438-9

KAUFMAN, Y.J., WALD, A.E., REMER, L.A., GAO, B. C., LI, R. R. and Flynn, L. The MODIS 2.1- $\mu\text{m}$  Channel-Correlation with Visible Reflectance for Use in Remote Sensing of Aerosol. **IEEE Transactions on Geoscience Remote Sensing**, n. 35, p. 1286-1298, 1997.

KAUFMAN, Y.J.; TANRÉ, D., GORDON, H., NAKAJIMA, T., LENOBLE, J., FROUIN, R., GRASSL, H., HERMAN, B., KING M., AND TEILLET, P. Passive remote sensing of tropospheric aerosol and atmospheric correction for the aerosol effect. **Journal of Geophysical Research**, n. 102, p. 16815-16830, 1997.

KHATTAB, M. F. O.; MERKEL, B. J. Application of Landsat 5 and Landsat 7 images data for water quality mapping in Mosul Dam Lake, Northern Iraq. **Arabian Journal of Geosciences**. n. (6), 2013. DOI 10.1007/s12517-013-1026-y.

KOHAVI, R. A. study of cross-validation and bootstrap for accuracy estimation and model selection. In: **Ijcai**. 1995. p. 1137-1145.

KUZNETSOV, A., MELNIKOVA, I., POZDNYAKOV, D., SEROUKHOVA, O.; VASILYEV, A. **Remote Sensing of the Environment and Radiation Transfer**. Springer, 2012. DOI 10.1007/978-3-642-14899-6

LI, L., LI, L., SONG, K., LI, Y., P.TEDESCO, L., SHI, K., LI, Z. An inversion model for deriving inherent optical properties of inland waters: Establishment, validation and application. **Remote Sens. Environ.**, n. 135, p. 150–166, 2013.

LI, R., KAUFMAN, Y. J., GAO, B. AND DAVIS, C. O. Remote sensing of suspended sediments and shallow coastal waters. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 41, n. (3), p. 559-566, 2003.

LIANG, S., FANG, H., AND CHEN, M. Atmospheric correction of Landsat ETM+ surface imagery - Part I: Methods. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 39, n. (11), p. 2490-2498, 2001.

LIEDEKE, J.; ROBERTS, A. AND LUTEMAUER, J. Practical remote sensing of suspended sediment concentration. **Photogramm. Eng. Remote Sens.**, v. 61, n. (2), p. 167 – 175, 1995.

LILLESAND, T. M. AND KIEFER, R. W. **Remote Sensing and Image Interpretation**. John Wiley & Sons, Inc, 2000.

- LILLESAND, T. M., JOHNSON, W. L., DEUELL, R. L., LINDSTORM, O. M., AND D. E. Meisner Use of Landsat data to predict the trophic state of Minnesota Lakes. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, n. 49, p. 219-229, 1983.
- LODHI, M. A.; RUNDQUIST, D. C.; HAN, L.; KUZILA, M. S. The Potential for Remote Sensing of Loess Soils Suspended in Surface Waters. **Journal of the American Water Resources Association**. v. 33, n. 1, p. 111 – 117, 1997.
- MA, R. AND DAI, J. Investigation of chlorophyll-a and total suspended matter concentrations using Landsat ETM and field spectral measurement in Taihu Lake, China. **International Journal of Remote Sensing**, v. 26, n. (13), p. 2779–2787, 2005.
- MARKOGIANNI, V.; DIMITRIOU, E.; KARAOUZAS, I. Water quality monitoring and assessment of an urban Mediterranean lake facilitated by remote sensing applications. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 186, n. (8), p. 5009-5026, 2014.
- MATTHEWS, M. A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional Waters. **International Journal of Remote Sensing**, n. 32, p. 6855–6899, 2011.
- MCCLUNEY, W. R. Remote Measurement of Water Color. **Remote Sensing of Environment**, v. 5, p. 3-33, 1976.
- MEDEIROS, P. R. P. ; SANTOS, M.M. ; CAVALCANTE, G.H. ; SOUSA, W.F.L. ; SILVA, W, F. Características Ambientais do Baixo São Francisco (AL/SE): Efeitos de Barragens no Transporte de Materiais na Interface Continente-Oceano. **Geochimica Brasiliensis**, v. 28, p. 65-78, 2014.
- MEDEIROS, P.R.P. Influência da Agroindústria Canavieira na Qualidade da Água do Rio Mundaú. **Bol. Est. Ciênc. Mar**, v. 9, p.217-228, 1996.
- MELO-MAGALHÃES, E.M.; LIRA, M.C.DE A. CAVALCANTI, M. de O. Florações de Alagas Cianofíceas no Complexo Estuarino Lagunar Mundaú/Manguaba, Alagoas, Brasil. **Bol. Est. Ciênc. Mar**. v.10, p.1-13, 1998.
- MELO-MAGALHÃES, E.M.; MEDEIROS, P.R.P.; LIRA, M.C.A.; KOENING, M.L.; MOURA, A.N. Determination of eutrophic areas in Mundaú/Manguaba lagoons, Alagoas-Brazil, through of phytoplanktonic community. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69. p. 271-280, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000200006>.
- MISHRA, A. Retrieval of suspended matter in coastal water. **Remote Sensing of Environment**, v. 93, n. (1-2), p. 259-266, 2004.
- MOBLEY, C. D. Estimation of the remote sensing reflectance from above-surface measurements. **Applied Optics**, v. 38, n. 36, p. 7442-7455, 1999.
- MOUW, C.B.; GREB, S.; AURIN, D.A.; DIGIACOMO, P.M.; LEE, Z.; TWARDOWSKI, M.; BINDING, C.; HU, C.; MA, R.; MOORE, T.; MOSES, W.; CRAIG, S.E. Aquatic color radiometry remote sensing of coastal and inland waters: challenges and recommendations for future satellite missions. **Remote Sens. Environ.**, v. 160, p. 15–30, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2015.02.001>
- NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. **Hidrologia Estatística**. Belo Horizonte: CPRM, 2007. 561 p.

NASA. **Aqua**. Edited, 2011b.

NASA. **NASA: TERRA (EOS AM-1)**. Edited, 2011a.

NICHOLS, M., AND R. BIGGS. Estuaries, in: DAVIS JR, R. **Coastal Sedimentary Environments**. New York: Springer, 1985. p. 77–186.

NOVO, E. M. M.; STEFFEN, C. A. AND BRUGA, C. Z. Results of a laboratory experiment relating spectral reflectance with total suspended solids. **Remote Sens. Environ.**, v. 36, p. 67 – 72, 1991. doi:10.1016/0034-4257(91)90031-Z.

ORTH, R. J., CARRUTHERS, T. J., DENNISON, W. C., DUARTE, C. M., FOURQUREAN, J. W., HECK, K. L., ... & SHORT, F. T. A Global Crisis for Seagrass Ecosystems, **BioScience**, v. 56, n. (12), p. 987, 2006. doi:10.1641/0006-3568(2006)56[987:AGCFSE]2.0.CO;2.

PRANDLE, D. **Estuaries: dynamics, mixing, sedimentation and morphology**. Cambridge University Press, 2009.

RICHTER, R. AND SCHLÄPFER, D. **Atmospheric / Topographic Correction for Satellite Imagery, ATCOR-2/3 User Guide**. Version 8.0.2, ReSe Applications Schläpfer, 2012.

RITCHIE, J. C., AND ZIMBA, P. V. Estimation of suspended sediment and algae in water bodies, **Encycl. Hydrol. Sci.**, 2006.

ROIG, B.; VALAT, C.; BERHO, C. ; ALLAN, I.J.; GUIGUES, N.; MILLS, G.A.; ULITZUR, N.; GREENWOOD, R. The use of field studies to establish the performance of a range of tools for monitoring water quality. **Trends in Analytical Chemistry**, n. 26, p. 274-282, 2007.

SCHALLES, J. F. Optical remote sensing techniques to estimate phytoplankton chlorophyll a concentrations in coastal waters with varying suspended matter and CDOM concentrations. In L. Richardson & E. Ledrew (Eds.), **Remote sensing of aquatic coastal ecosystem processes: science and management applications**. Dordrecht: Springer, 2006.

SIPELGAS, L.; RAUDSEPP, U.; KÕUTS, T. Operational monitoring of suspended matter distribution using MODIS images and numerical modelling. **Advances in Space Research**, v. 38, n. 10, p. 2182-2188.

SOARES, C. B. S. S. Estimativas da concentração de sedimentos em suspensão na estação hidrométrica de Manacapuru – Rio Solimões – por meio de imagens do sensor MODIS. Manaus: **Tese de Doutorado**. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia/Universidade Estadual do Amazonas: Programa de Pós-Graduação Clima e Ambiente, 2012.

STANLEY, J. G., AND SELLERS, M. A. **Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (mid-Atlantic)**. American oyster, 1986.

STERCKX, S.; KNAEPS, E.; BOLLEN, M.; TROUW, K. AND HOUTHUYS, R. Retrieval of suspended sediment from advanced hyperspectral sensor data in the Scheldt Estuary at different stages in the tidal cycle. **Mar. Geod.**, v. 30, n. (1), p. 97-108, 2007. doi:10.1080/01490410701296341.

THRUSH, S. F., CUMMINGS, V. J. ELLIS, J. I. LOHRER, A. AND NORKKO, A. Muddy waters: Elevating sediment input to coastal and estuarine habitats, *Front. Ecol. Environ.*, v. 2, n. (6), p. 299–306, 2004.

TOLK, B. L.; HAN, L. AND RUNDQUIST, D. C. The impact of bottom brightness on spectral reflectance of suspended sediments. *Int. J. Remote Sens.*, v. 21, n. (11), p. 2259-2268, 2000. doi:10.1080/01431160050029558.

VERMOTE, E. F.; KOTCHENOVA, S. K.; RAY, J. P. **MODIS surface reflectance user's guide**. MODIS Land Surface Reflectance Science Computing Facility, version 1.4, 2015

WOLF, L. L.; SCHWALGER, B.; KNOPPERS, B. A.; SILVA, L. A. F.; MEDEIROS, P. P. R. M.; POLLEHNE F. Distribution of prokaryotic organisms in a tropical estuary influenced by sugar cane agriculture in northeast Brazil. *Braz. J. Microbiol.* v. 41, n. (4), p. 890-898, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1517-83822010000400007>.