

Análise de Sensibilidade do sensor MODIS/Terra a gradientes de concentração de constituintes opticamente ativos em lagos da planície amazônica

Felipe Nincao Begliomini¹

¹Instituto nacional de Pesquisas Espaciais – INPE
Caixa Postal 515 - 12227-010 - São José dos Campos - SP, Brasil
felipe.begliomini@inpe.br

Resumo. O inadequado monitoramento da qualidade da água aliado ao aumento dos impactos antrópicos na Amazônia representam um grande risco aos ecossistemas aquáticos da região. Visando a possível aplicação em um plano de monitoramento ambiental perene, o sensor MODIS/Terra foi avaliado quanto sua sensibilidade na detecção de gradientes de concentração de Constituintes Opticamente Ativos. Foram utilizados diferentes métodos para interpolar os dados de concentração de Clorofila-a e Total de Sólidos Suspensos, coletados no Lago Grande Curuai/PA, e foram extraídos perfis da melhor grade gerada para comparação com resposta espectral, na banda 1 (vermelho) e banda 3 (verde), para os mesmos transeptos. A krigeagem ordinária apresentou o melhor produto de interpolação e, apesar de alguns problemas relacionados à resolução temporal do produto MOD09A1, de *glint* residual e na geração das superfícies interpoladas, as análises atestaram a sensibilidade do sensor, principalmente no que tange a detecção de sólidos suspensos na coluna d'água.

Palavras chave: Sensoriamento Remoto, águas interiores, qualidade da água, constituintes opticamente ativos, MODIS, krigeagem, Amazônia

1. Introdução

O Brasil é o país que possui o maior potencial mundial em recursos hídricos, com uma quantidade estimada em 12% de toda a água doce do planeta, chegando a uma média anual de fluxo de rios correndo por seu território de 180.000 m³/s, sendo que deste total, 74% encontra-se alocado na Bacia Amazônica (ANA, 2007). Contudo, apesar de toda a abundância, o país pouco avançou no que se diz respeito a construção de uma rede de monitoramento que possa apresentar um panorama representativo da qualidade ambiental do recurso (CARDOSO-SILVA; FERREIRA; POMPEO, 2013).

Quando se trata de monitoramento de recursos hídricos na região norte do país a lacuna de conhecimento é ainda maior, muito devido à vastidão da malha hidrológica e da dificuldade de acesso que dificultam o levantamento de informações ambientais *in situ* (BÁRBARA et al., 2010). Essa realidade é particularmente preocupante quando se agrega o fato de que a região Amazônica está atravessando um intenso processo de desenvolvimento urbano e crescimento demográfico (IPEA, 2010) que tem como consequência o aumento dos impactos ambientais derivados de ações antrópicas

(KOHLHEPP, 2002). Nesse sentido, a falta de informação acerca da qualidade da água dos corpos hídricos na região impossibilita traçar um panorama real do avanço dos impactos decorrentes das atividades socioeconômicas desenvolvidas na maior floresta tropical do mundo (LOBATO et al., 2015).

A determinação de parâmetros de qualidade da água através de técnicas de Sensoriamento Remoto (SR) tem se mostrado promissora para elucidar a dinâmica e funcionamento de ecossistemas aquáticos, já que permitem uma representatividade espacial e temporal difícil de ser obtida através de análises *in situ* (BARBOSA et al., 2019). A aplicabilidade do SR de águas interiores se torna ainda mais interessante quando se considera a dificuldade de acesso e custo para realizar missões de monitoramento ambiental na região amazônica (MOLLIERI; NOVO; KAMPEL, 2010; SILVA; MELACK; NOVO, 2013; LOBO; COSTA; NOVO, 2015).

O Lago Grande do Curuai (LGC), localizado próximo à cidade de Óbidos no Estado do Pará, se tornou objeto de estudo recorrente em estudos de SR voltados a determinação de parâmetros de qualidade da água (BARBOSA, 2005; ALCÂNTARA et al., 2009; MACIEL et al., 2019). A grande área de cobertura e o regime temporal de variação na composição da água, que responde ao ciclo hidrológico do Rio Amazonas (BARBOSA et al., 2010), justificam a recorrência ao LGC, uma vez que pode ser considerado um potencial modelo de estudo aplicado a diferentes Constituintes Opticamente Ativos (COA), sendo estas aquelas partículas (suspensas ou dissolvidas) presentes na água, capazes de interagir com a Radiação Eletromagnética (REM) e passíveis de serem detectados por análises de SR (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019).

A escolha do sensor para servir como fonte de dados para as análises de SR é uma etapa fundamental para qualquer estudo que vise a determinação de parâmetros de qualidade da água através de imagens orbitais, sendo que deve ser pautada na cobertura representativa da variabilidade espacial, temporal e espectral do objeto ou fenômeno de estudo (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019). Nesse sentido, o sensor óptico *Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) alocado tanto na plataforma Terra como na plataforma Aqua é um potencial candidato para avaliação de COA em ecossistemas aquáticos devido às suas configurações, que serão discutidas a fundo mais à frente, e seu histórico de aplicação para SR de águas interiores (WANG; SHI; TANG, 2011; WANG et al., 2012; NOVOA et al., 2017).

Ante o exposto, este trabalho temo como objetivo uma análise de sensibilidade espectral do sensor MODIS/Terra para variações dos COA no LGC em um dos seus ciclos do ano hidrológico, visando avaliação da adequabilidade dos dados para a futura elaboração de algoritmos bio-ópticos voltados a determinação de parâmetros de qualidade da água em lagos da planície amazônica. Foram utilizadas técnicas de interpolação de dados de campo coletados no LCG para a geração de grades contínuas, permitindo a comparação com as imagens do sensor MODIS. Para tanto, foram extraídos perfis das grades, aos quais foram utilizados para avaliar a capacidade do sensor de responder aos gradientes de concentração de COA.

2. Fundamentação Teórica

2.1. O sensor MODIS e sua potencialidade para aplicação no estudo de ecossistemas aquáticos amazônicos

A bordo da plataforma Terra, lançada em 18 de dezembro de 1999, o *Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) é um sensor óptico passivo operado pela *National Aeronautics and Space Agency* (NASA) e faz parte do programa espacial de observação da Terra *Eearth Observing System* (EOS). Além do sensor MODIS, a plataforma Terra ainda conta com outros 4 sensores em diferentes faixas do espectro eletromagnético, sendo eles: *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer* (ASTER), *Clouds and the Earth's Radiant Energy System* (CERES), *Multi-angle Imaging SpectroRadiometer* (MIRS) e *Measurement of Pollution in the Troposphere* (MOPITT).

Primary Use	Band No.	Bandwidth (μm)	Spectral Radiance NESR ($\text{W m}^{-2} \mu\text{m}^{-1} \text{sr}^{-1}$)	Required SNR (Required $\text{NE}\Delta\text{T}$ in K)	Spatial Resolution at nadir
Land/Cloud Boundaries	1	0.620 - 0.670	21.8	128	250 m
	2	0.841 - 0.876	24.7	201	
Land/Cloud Properties	3	0.459 - 0.479	35.3	243	500 m
	4	0.545 - 0.565	29.0	228	
	5	1.230 - 1.250	5.4	74	
	6	1.628 - 1.652	7.3	275	
	7	2.105 - 2.155	1.0	110	

Figura 1: Informações das sete primeiras bandas espectrais do sensor MODIS/Terra.
(Fonte: adaptado <https://directory.eoportal.org/web/eoportal/satellite-missions/t/terra>)

A plataforma Terra está a uma altitude de 705 km e possui uma órbita quase-polar Sol-Síncrona cruzando o Equador de Norte para Sul por volta das 10:30 da manhã. O sensor MODIS possui 36 canais espectrais com resoluções espaciais variando de 0,25 a 1 km (Figura 1), resolução radiométrica de 8 bits (256 níveis de cinza) e uma resolução temporal de 1 a 2 dias cobrindo todo o planeta com faixa de imageamento de 2330 km.

Apesar de possuir uma resolução radiométrica média e uma baixa resolução espacial, o sensor MODIS possui uma característica particularmente interessante quando se trata da aplicação em estudos de SR de ecossistemas aquáticos amazônicos: a alta resolução temporal. Devido à presença constante de nuvens que cobrem o bioma Amazônico durante a maior parte do ano, a aplicabilidade de imagens orbitais de sensores com uma resolução espacial média, mas com baixa resolução temporal, fica limitada as passagens que possuem baixa cobertura de nuvens, podendo inviabilizar a aplicação de imagens por meses a fio. Como a resolução do MODIS é praticamente diária, a probabilidade de se obter uma imagem que possua visibilidade para aplicações em SR é muito maior, sendo que, além da questão das nuvens, a resolução temporal do sensor é adequada para a alta dinâmica dos ecossistemas aquáticos amazônicos, sendo capaz de realizar uma caracterização temporal muito mais fidedigna e adequada dos fenômenos estudados. Um outro ponto que agrega em relação à resolução temporal é a construção de um banco de imagens que remonta 20 anos de observação contínua, quase diária, permitindo a criação de uma série histórica ímpar dentre a maioria dos sensores orbitais.

Além disso, apesar de não ser adequada para a avaliação de pequenos tributários, devido à escala de grandeza dos rios e planícies alagadas amazônicas, mesmo a baixa resolução espacial do sensor é capaz de produzir resultados interessantes voltados a avaliação da qualidade da água. Em relação a sua resolução espectral, das bandas com resolução de 0,25 à 0,5 km, o MODIS possui três canais no visível e um canal no infravermelho próximo, sendo estas as regiões espectrais mais amplamente aplicadas na determinação de COA em ecossistemas aquáticos (NOVOA et al., 2017; YEPEZ et al., 2018; MACIEL et al., 2019) e também três bandas no infravermelho de ondas curtas (do inglês, SWIR) com potencial para utilização para correção atmosférica e ruído nas imagens (NOVOA et al., 2017). Novo et al. (2006) chegaram à conclusão que, apesar da sua resolução espacial mais grosseira, o sensor MODIS foi mais eficiente que o sensor ETM+ no mapeamento de planícies alagadas na Amazônia para *pixels* dos dois sensores

reamostrados para 100 metros, atribuindo o melhor resultados do sensor a bordo da plataforma Terra a qualidade radiométrica e espectral das imagens.

O sensor MODIS tem um histórico muito bem-sucedido descrito na literatura em aplicações voltadas a determinação de parâmetros de qualidade da água para ecossistemas aquáticos terrestres. Novoa et al. (2017) conseguiram estimar modelos com alto coeficiente de determinação ($r^2 > 0,90$) para diferentes concentrações de sólidos suspensos em estuários franceses. Wang et al. (2011) conseguiram estimar concentrações de sólidos suspensos e Clorofila-*a* através de dados espectrais extraídos de imagens do sensor MODIS para ambientes lacustres na China. Esses são alguns dos exemplos de estudos voltados a determinação de parâmetros de qualidade da água para ecossistemas aquáticos terrestres utilizando-se dados provenientes do sensor MODIS, nesse sentido, espera-se que o sensor consiga apresentar resultados positivos na sensibilidade às variações de gradientes de COA na planície amazônica.

2.2. Análise Espacial de Superfície

2.2.1. Análise espacial e a modelagem do mundo real

Ao estudar o comportamento de uma ou mais variáveis distribuídas no espaço, ou seja, adicionar o elemento espaço nas análises de fenômenos e objetos trata-se, por definição, de uma análise espacial de dados geográficos (DRUCK et al., 2004). A análise espacial é um meio poderoso de chegar a conclusões que ajudam a compreender o mundo real, contudo, antes de se realizar qualquer inferência acerca da realidade é necessário a transposição do objeto ou fenômeno de estudo para um formato, ou ambiente, onde este possa ser manipulado e estudado de forma objetiva. Durante um bom tempo, o suporte para análises espaciais consistia em meios físicos (e.g. tábuas de pedra, papel), contudo, com o avanço da informática e o desenvolvimento da geoinformática, o meio digital se tornou uma forma muito mais versátil e poderosa para a realização das análises espaciais (CÂMARA et al., 2001).

Contudo, conforme dito acima, para realizar análises acerca do objeto de estudo em um ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG), *softwares* que concentram as ferramentas e estruturas necessárias para a realização de uma análise espacial, primeiramente é necessário a modelagem do objeto de estudo de forma a

simplificar e adequar o mundo real à representação computacional. Para as análises espaciais, é possível realizar esta modelagem em três tipos de dados: os padrões pontuais, as superfícies contínuas e áreas de contagem (DRUCK et al., 2004). Neste trabalho, serão utilizados apenas os dados de superfícies contínuas, portanto, será dado um maior enfoque nessa classe.

2.2.2 Técnicas de tratamento de dados de superfície

Os campos ou superfícies contínuas são aquelas variáveis que estão distribuídas por toda uma determinada região de estudo e possuem valores (e.g. numéricos, temáticos) associados a cada localização geográfica (CÂMARA et al., 2001). Geralmente, as superfícies contínuas são reconstruídas a partir de um conjunto de amostras de campo, que sejam representativas do fenômeno e do espaço que ele ocupa, podendo ser amostradas de forma regular ou irregular (DRUCK et al., 2004). Para variáveis ambientais, como é o caso concreto, geralmente as superfícies contínuas são amostradas de forma irregular e esparsa já que em muitas vezes, como na Amazônia, o acesso é limitado e está associado a um elevado custo por amostra obtida, o que inviabiliza a obtenção de muitas amostras com pequenos intervalos entre si.

Contudo, um conjunto de amostras espaçadas irregularmente sobre um determinado espaço ou região não é útil para a realização de análises espaciais baseadas em geocampos, para que isto seja possível, é necessário um tratamento nos dados de forma a reconstituir, da forma mais adequada possível, o objeto de estudo representado por toda extensão da região de análise. As formas matriciais são representações muito úteis, principalmente quando se trata da utilização de geocampos como subsídios em análises de SR (BARBOSA, 2005). Nesse sentido, para se obter uma matriz a partir de amostras de campo, é necessária a aplicação de técnicas que estimem os valores nas localizações que não foram coletadas em campo, onde cada célula da matriz resultante possuirá a sua localização e o valor do atributo associado.

Existem diversas técnicas de interpolação que podem ser separadas em três grandes grupos: os modelos determinísticos de efeito local, os modelos determinísticos de efeito global e os modelos estatísticos de efeito local e global (DRUCK et al., 2004). A escolha do interpolador mais adequado está intimamente ligado ao número de amostras, sendo que quanto maior o número, os resultados dos diferentes métodos tendem a ser

semelhantes (BARBOSA, 2005). A seguir serão discutidos os dois modelos utilizados neste trabalho: os modelos determinísticos de efeito local e os modelos estatísticos de efeito local e global.

2.1.3 Modelos determinísticos de Efeito Local

Representa a forma mais simples de interpolação e considera o ponto onde se deseja estimar como uma função proporcional as amostras que estejam próximas, a uma distância determinada pelo analista. Os modelos determinísticos de efeito local podem ser generalizados pela seguinte fórmula:

$$\hat{z}_i = \frac{\sum_{j=1}^n w_{ij} z_j}{\sum_{j=1}^n w_{ij}} \quad (1)$$

Onde \hat{z}_i é o valor estimado do atributo no ponto com valor não amostrado, z_j é o valor da do atributo medido em campo em uma localização j , w_{ij} é o fator de ponderação e n é o número de amostras utilizadas na interpolação.

A diferença nos métodos de interpolação determinísticos de efeito local utilizados neste trabalho está justamente na escolha do fator de ponderação que será utilizado para realizar a combinação linear dos pontos amostrados em campo, ao redor de um raio definido de forma arbitrária pelo analista. O método do vizinho mais próximo busca pelo valor amostrado em campo com menor distância geográfica do ponto estimado e repete-se o valor da amostra, nesse caso, o valor de n e w_{ij} são iguais a um. O método de interpolação por média simples utiliza todos os n pontos coletados dentro de um raio de busca, sendo que o fator de ponderação será igual a $1/n$, ou seja, todos os pontos terão o mesmo peso para a interpolação do ponto com valor desconhecido. A diferença do interpolador de inverso da distância euclidiana para o de média simples é que, ao invés de o peso ser igual para todas as amostras dentro de um raio r , agora w_{ij} é determinado proporcionalmente à distância do ponto que se deseja estimar e as amostras vizinhas, tal qual:

$$w_{ij} = \frac{1}{d_{ij}^k} \quad (2)$$

Onde k é o expoente da distância, assumindo geralmente valores de 1 ou 2, e d_{ij} a distância euclidiana, descrita por:

$$d_{ij} = \sqrt{(x_i - x_j)^2 + (y_i - y_j)^2} \quad (3)$$

Com x_i e y_i as coordenadas no plano bidimensional do ponto ao qual se deseja estimar e x_j e y_j do ponto com o valor do atributo amostrado.

Neste trabalho, foram aplicados o método do vizinho mais próximo, o método da média simples e do inverso da distância euclidiana (com $k = 2$) dos modelos determinísticos de efeito local e também o método estatístico de krigagem ordinária, que será discutido a seguir, sendo que para a análise de sensibilidade será utilizado o método que melhor represente a superfície estudada.

2.1.4 Modelos estatísticos de efeito local e global: a krigagem ordinária

A krigagem ordinária é um dos métodos existentes de krigagem e será a única abordada nesse item, pois foi a utilizada para a elaboração deste trabalho. A técnica de krigagem está apoiada no conceito estatístico de variável regionalizada, sendo esta uma variável aleatória ao qual sua distribuição no espaço pode ser modelada por uma função de distribuição de probabilidade (CAMARGO, 1997). O valor de uma variável regionalizada em um determinado ponto no espaço, desde que pertença ao seu escopo, é definido por: uma constante (média), uma componente aleatória espacialmente dependente e uma componente de ruído aleatório espacialmente independente, sendo que a técnica de krigagem se baseia na determinação da componente aleatória espacialmente dependente (DRUCK et al., 2004).

As pressuposições para a realização da krigagem são de estacionariedade da variável em primeira e segunda ordem, sendo a estacionariedade de primeira ordem relacionada a ausência de efeitos de variações globais (alteração na média) e a de segunda ordem como a dependência dos efeitos locais em função apenas da distância h entre um par de amostra. A variação de primeira ordem é modelada por processos determinísticos, uma vez que não é necessário conhecer a verdadeira média global para a utilização deste

modelo estatístico, enquanto que os efeitos de segunda ordem são modelados pelo processo estocástico (BARBOSA, 2005).

Um ponto que difere a krigagem dos outros métodos de interpolação é a consideração e determinação da continuidade espacial. A continuidade espacial é uma propriedade da variável aleatória regionalizada que define a similaridade entre um valor observado num ponto e os valores observados ao seu redor (BARBOSA, 2005). A continuidade espacial pode ser mensurada através de medidas de similaridade, ou seja, do quão iguais são duas realizações da variável aleatória separadas por uma distância h , ou de dissimilaridade que seria o inverso da ideia de similaridade. O semivariograma ou momento de inércia é uma medida de dissimilaridade entre todos os pares de pontos de uma variável separados por uma distância h e um ângulo θ , sendo que quanto maior o valor do semivariograma, maior o grau de dissimilaridade da variável levando em consideração os dois parâmetros avaliados.

O semivariograma é determinado para vários intervalos de separação (*lag*) com uma determinada distância (ou incremento) h e uma tolerância Δh , permitindo que um número representativo de pares de valores seja contabilizado em cada *lag*. Além dos parâmetros citados, o semivariograma pode ser omnidirecional, quando a direção é desconsiderada e apenas a distância h é utilizada na modelagem do semivariograma, ou direcional, quando tanto a direção como a distância são condicionantes para a determinação do momento de inércia. Os semivariogramas omnidirecionais devem ser utilizados para modelar a continuidade espacial de variáveis isotrópicas, ou seja, aquelas que variam sem direção preferencial, enquanto os semivariogramas direcionais são adequados para fenômenos anisotrópicos, onde a continuidade espacial varia com a direção. Apesar da maioria das variáveis ambientais apresentarem anisotropia, para este trabalho os dados foram modelados de forma isotrópica com semivariogramas omnidirecionais, devido à dificuldade inerente à performance adequada da modelagem da anisotropia.

Nesse sentido, a determinação adequada de todos os parâmetros citados acima de é uma das etapas mais importantes e difíceis da variografia, pois depende da habilidade do analista em relação à técnica, sem que haja um procedimento padrão para se encontrar os parâmetros corretos para caracterizar adequadamente a continuidade espacial (BARBOSA, 2005).

Uma das etapas importantes da interpolação por krigeagem, é a análise exploratória dos dados antes geração do semivariograma. Nesta etapa devem ser analisados a distribuição dos dados e estatísticas básicas, como média, variância, valores máximos, mínimos, assimetria e curtose, buscando identificar problemas nos dados que podem vir a comprometer ou inviabilizar a aplicação da técnica (BARBOSA, 2005). Após a análise exploratória procede-se com a determinação do semivariograma experimental utilizando diversos incrementos, tolerâncias e *lags*, buscando o melhor ajuste aos dados obtidos na campanha de campo. Uma vez determinado, o semivariograma experimental deve ser ajustado ao modelo matemático que melhor se ajuste a dispersão dos pontos e são determinados alguns parâmetros, conforme ilustrado na Figura 2:

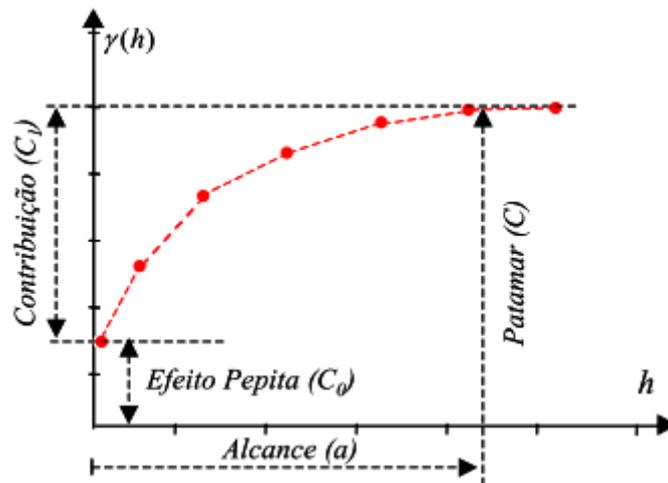


Figura 2: Exemplo de semivariograma experimental e seus parâmetros (Fonte: BARBOSA, 2005).

- Função semivariograma $\gamma(h)$: representa a dissimilaridade entre um conjunto de amostras separadas por uma distância h . Pode ser determinado por:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2n} \sum_{j=1}^n (z(x_i) - z(x_i + h))^2 \quad (4)$$

Onde: n é o número de pares a uma distância h , $z(x_i)$ e $z(x_i + h)$ os valores do atributo medidos em campo para cada um dos integrantes do par.

- Alcance (a): Distância ao qual as amostras possuem correlação espacial.
- Patamar (c): valor do semivariograma que corresponde ao seu alcance (a). A partir deste ponto considera-se que as amostras não possuem mais correlação espacial

- Efeito Pepita (C_0): idealmente deveria ter o valor de semivariograma igual a zero, uma vez que não deveria haver dissimilaridade entre uma amostra e ela mesma. Contudo, na prática, o valor do semivariograma tende a um valor positivo, que reflete a descontinuidade do semivariograma para distâncias menores que a distância estabelecida para as amostras (DRUCK et al., 2004). Também pode ser proveniente de erros de medida.
- Contribuição (C_1): Diferença entre efeito pepita e patamar.

Conforme explicado acima, após a geração do semivariograma experimental, deve-se proceder com o ajuste a um modelo matemático teórico. Este processo, também exige cuidado do analista, pois devem ser testados diversos modelos matemáticos a fim de se identificar qual melhor se ajusta ao semivariograma experimental gerado (DRUCK et al., 2004). A figura 3 ilustra os três modelos mais usualmente utilizados:

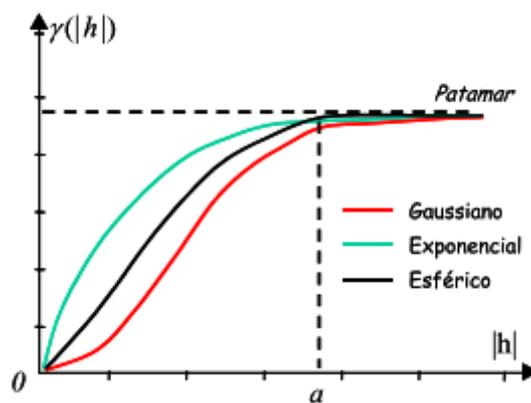


Figura 3: Principais modelos matemáticos utilizados para ajuste de semivariograma teórico (Fonte: BARBOSA, 2005).

Assim, após todos estes procedimentos descritos neste item e definição de todos os parâmetros apresentados pode-se progredir para interpolação dos dados, ou seja, a aplicação do método de krigeagem. A grande diferença entre a krigeagem e os métodos determinísticos de efeito local apresentados, se baseia no método mais sofisticado que o interpolador estatístico possui para atribuir os pesos na interpolação linear de valores não observados e, devido sua natureza pautada na geoestatística, é capaz de fornecer estimativas de erro acerca do produto gerado.

A fórmula geral da krigeagem pode ser descrita por:

$$\hat{Z}(x_0) = \lambda_0 + \sum_{i=0}^n \lambda_i Z(x_i) \quad (5)$$

Sendo que $\hat{Z}(x_0)$ representa o estimador da realização da variável estudada na localização x_0 não amostrada, λ_0 uma constante e λ_i o fator de ponderação aplicado no atributo medido em campo na localização x_i . Considerando que a krigagem se utiliza de métodos estatísticos para a determinação da superfície interpolada, cada ponto interpolado pode assumir uma das inúmeras possíveis realizações da variável aleatória, gerando a necessidade da determinação de um estimador não tendencioso, que garanta a interpolação adequada. Para tanto, a krigagem ordinária pode ser descrita como um caso específico da equação (5) onde $\lambda_0 = 0$ e a soma de todos os pesos de ponderação é igual a um ($\lambda_i = 1$), garantindo que o estimador não seja tendencioso e sendo descrito por:

$$\hat{Z}(x_0) = \sum_{i=0}^n \lambda_i Z(x_i) \quad (6)$$

Os pesos podem ser obtidos por um sistema de matrizes, manipulando a semivariância entre pares de pontos amostrados e o pontos não amostrado, obtidos através da técnica de variografia, e um multiplicador de Lagrange, que garante a mínima variância possível (DRUCK et al., 2004). A superfície de variância da gerada pelo interpolador krigagem ordinária é uma medida importante da confiabilidade do valor estimado, contudo, vale lembrar que o mínimo estimado não representa de fato o mínimo real e sim aquele baseado nas amostras disponíveis (BARBOSA, 2005).

3. Metodologia

3.1 Área de estudo

O Lago Grande Curuai (LGC) fica localizado próximo à cidade de Óbidos no Estado do Pará, aproximadamente a 900 km de distância da foz do Rio Amazonas, e é um dos representantes dos lagos existentes na planície alagada do baixo Amazonas, ao qual será objeto deste estudo. O LGC é composto por aproximadamente 30 lagos rasos interconectados entre si, além da conexão com o Rio Amazonas por vários canais de

vazão, sendo estes a principal fonte de água afluente do complexo LGC (BARBOSA et al., 2010). A alta conectividade do LGC com o Amazonas faz com que a dinâmica hídrica do lago responda aos pulsos de inundação ditados pelo rio, estabelecendo um ano hidrológico com quatro fases bem definidas que se distinguem entre si por diversas características, inclusive na concentração e distribuição de Constituintes Opticamente Ativos (BARBOSA, 2005).

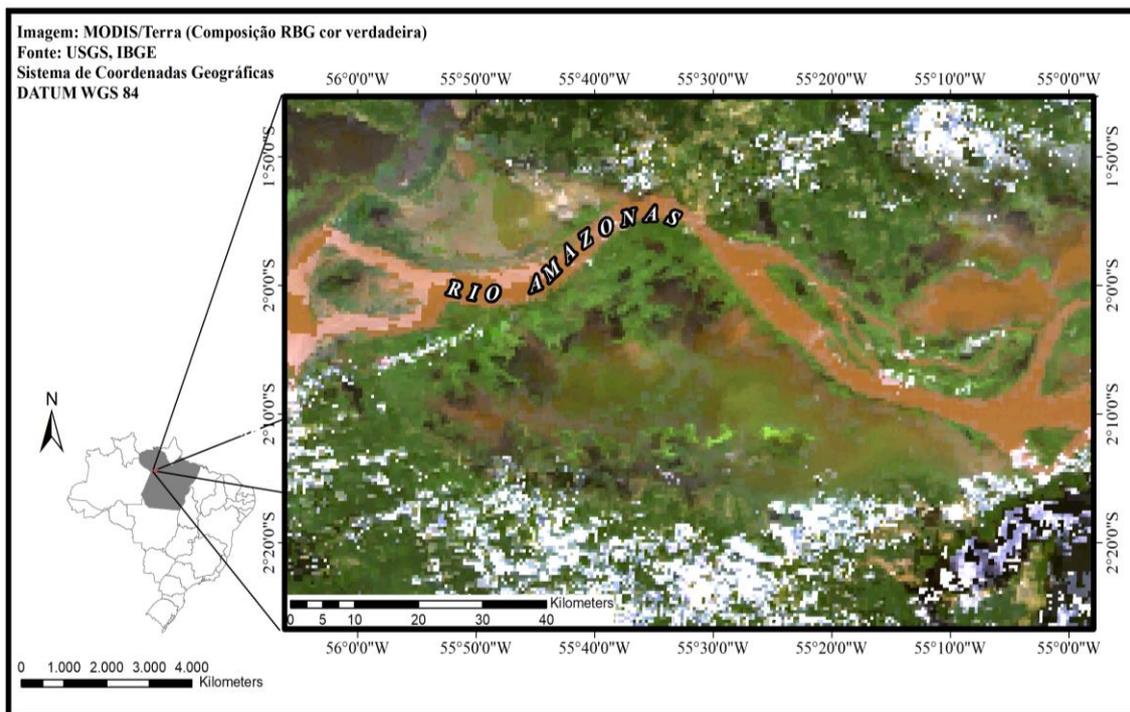


Figura 4: Localização e imagem do Lago Grande Curuai, no Estado do Pará.

Segundo Barbosa et al. (2010), as quatro fases do LGC podem ser definidas como:

- 1) Enchente: Caracterizada pelo aumento significativo do volume do lago, marcando o início da época das cheias, com taxas de elevação das águas acima de 3,6 cm por dia. Ocorre do mês de janeiro até fevereiro;
- 2) Cheia: Época onde o lago atinge seu maior volume, chegando a 3500 km² de superfície. Nesta época o lago quase não troca água com o Amazonas e esta fase se estende de março a junho;
- 3) Vazante: Redução do nível da água com taxas de vazão semelhantes às observadas na fase 1, só que em sentido oposto. Começa em agosto e vai até setembro;
- 4) Seca: Quando o LGC atinge seu o nível de água mais baixo, ocorrendo fragmentações em lagos menores e diminuindo a área superficial para 600 km², nesta fase o fluxo de água com o Amazonas também é próximo a zero. A fase 4 se inicia em outubro e termina em novembro.

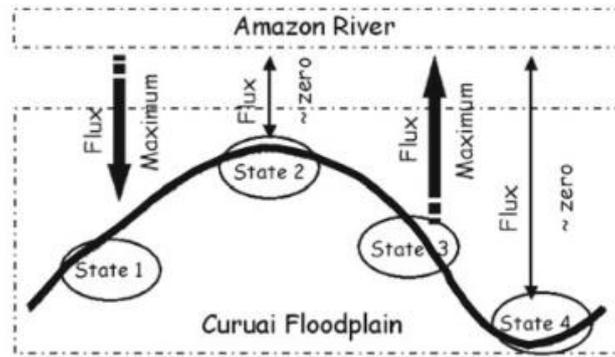


Figura 5: Fases do lago Curuai e comportamento do fluxo de água em relação ao Rio Amazonas em cada uma delas (Fonte: BARBOSA et al., 2010).

3.2 Dados Limnológicos

Os dados limnológicos utilizados para este trabalho foram coletados por Barbosa (2005) em campanhas realizadas entre os dias 03 e 19 de junho de 2004, referente a fase 2 (cheia) do LGC. Foram utilizados os dados de Clorofila-*a* e Total de Sólidos Suspensos (TSS) como representantes dos COA para a avaliar a adequabilidade do sensor MODIS/Terra para o monitoramento de planícies amazônicas alagadas.

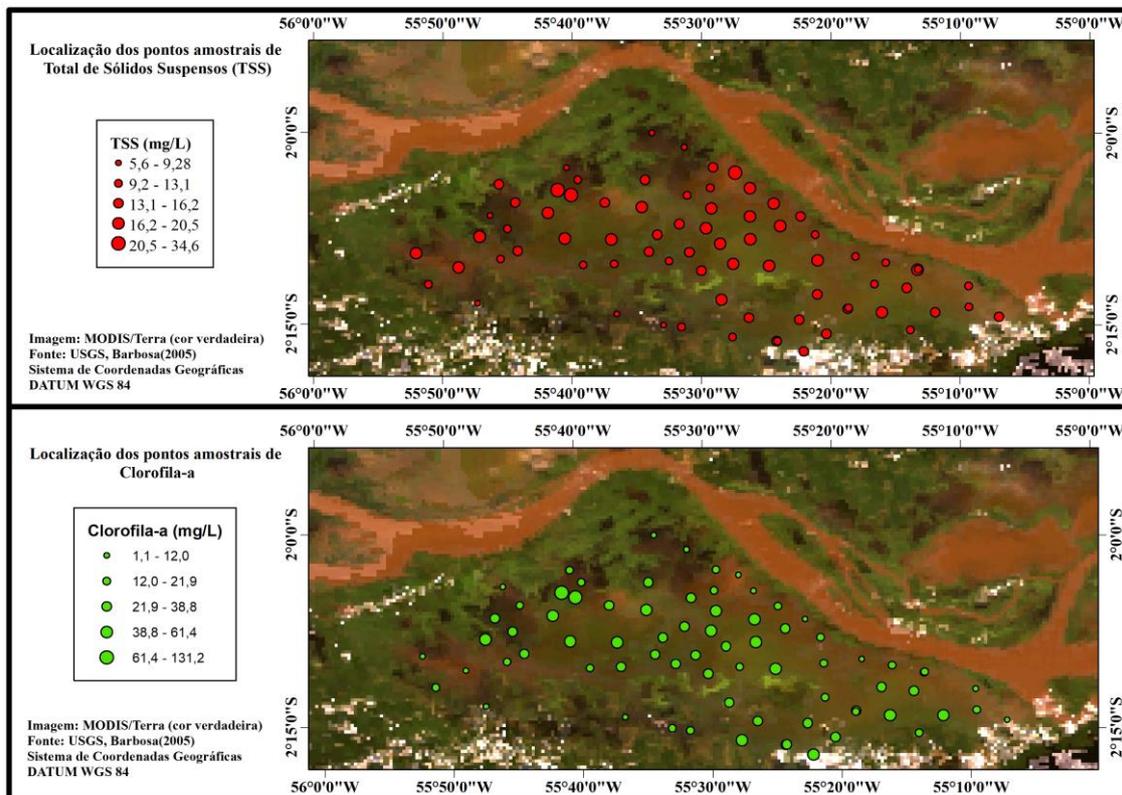


Figura 6: Localização e valor dos dados de Total de Sólidos Suspensos e Clorofila-*a*, coletados no período de cheia (fase 2) do Grande Lago Curuai em junho de 2004 por BARBOSA (2005).

O conjunto de dados apresenta um total de 74 pontos amostrais para cada um dos dois componentes opticamente ativos avaliados e se distribuem no lago conforme ilustrado pela Figura 5. Vale lembrar que a escolha dos pontos amostrais não foi aleatória, sendo que Barbosa (2005) utilizou imagens do sensor TM/LANDSAT 5 e técnicas de classificação não supervisionada, para fragmentar o lago em regiões com resposta espectral semelhante e distribuiu os pontos amostrais uniformemente entre as classes. Informações mais detalhadas sobre as técnicas de determinação dos COA e amostragem estão descritas no trabalho ao qual os dados foram extraídos (BARBOSA, 2005).

3.3 Imagem MODIS/Terra

A imagem utilizada no trabalho é referente ao produto de reflectância de superfície do sensor MODIS/Terra, denominado MOD09A1. Esta imagem é uma composição de 8 dias onde são escolhidos, dentre as imagens disponíveis, os *pixels* das imagens com menor cobertura de nuvem, de forma a melhorar a qualidade do produto. A imagem já é uma estimativa de reflectância de superfície, portanto, não precisam ser aplicados algoritmos de correção atmosférica. A resolução espacial do produto é de 500 metros com sete bandas espectrais, sendo elas distribuídas entre o visível e infravermelho de ondas curtas, conforme descrito na Figura 1.

A imagem foi adquirida no portal *Earth Explorer* da *United States Geological Survey* (USGS), em referência ao intervalo dos dias 17 a 24 de junho a 2004, correspondente ao *tile* vertical 9 e horizontal 12, da grade de *tiles* da plataforma Terra. A escolha da imagem foi pautada na busca por produtos que estivessem dentro do período das coletas e que a área de estudo não estivesse, ou minimamente, coberta por nuvens (Figura 7).

Para melhorar a qualidade da imagem, foi aplicado um tratamento de *glint* residual, aquela componente de radiação eletromagnética que é refletida pela superfície do corpo d'água e é registrada pelo sensor mas não possui informações sobre a coluna d'água, no qual foi subtraída a reflectância da banda do infravermelho de ondas curtas (banda 6) dos canais do azul, verde, vermelho e do infravermelho próximo (bandas 3, 4, 1 e 2, respectivamente). A lógica dessa correção se baseia no fato de que a água, devido ao seu alto coeficiente de absorção nessa faixa do espectro, não deveria ter reflectância

nessa região do espectro eletromagnético, portanto, os valores registrados pelo sensor na superfície de corpos hídricos na banda 6 do sensor MODIS/Terra podem ser utilizados como parâmetros de correção para as demais bandas do espectro eletromagnético (WANG; SHI, 2007).

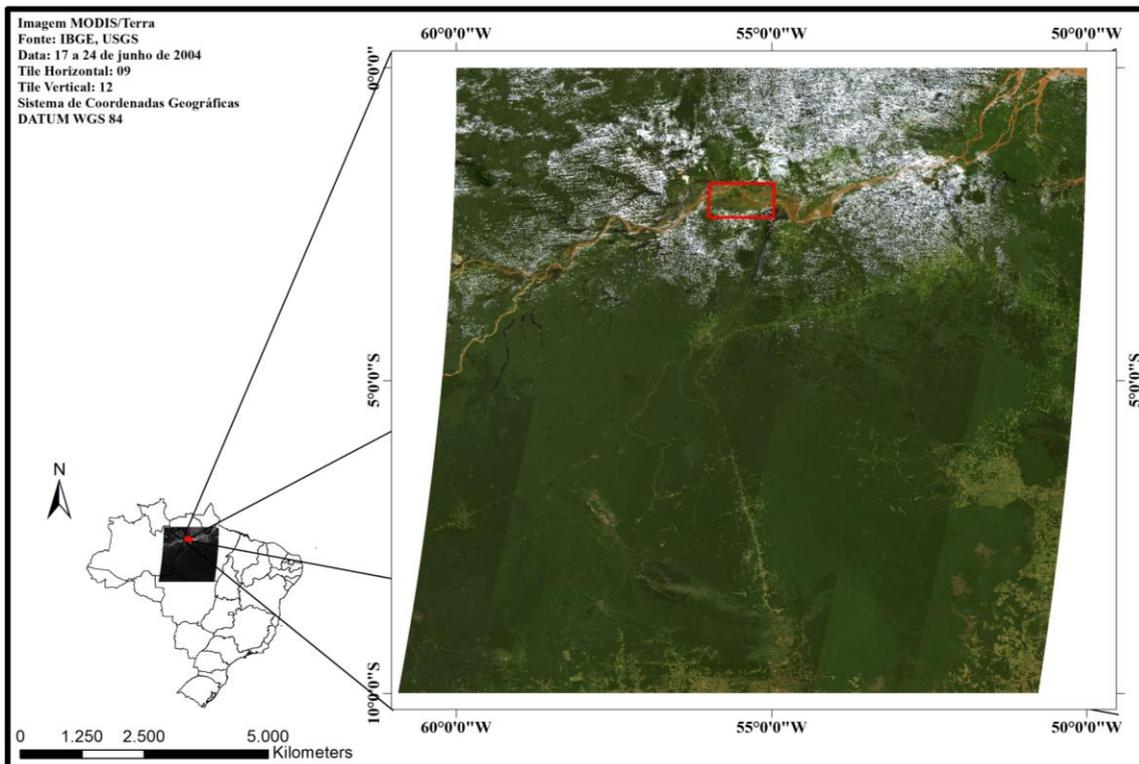


Figura 7: Composição colorida (cor verdadeira) do produto MOD09A1 (reflectância de superfície), adquirida entre os dias 17 e 24 de junho de 2004 pelo sensor MODIS/Terra, com a região de estudo em destaque.

3.4 Interpolação dos dados e determinação dos perfis

A partir dos dados descritos no item 3.2, foram aplicados interpoladores para transformar a rede de pontos de coleta, irregular e esparsa, em um geocampo no formato matricial, com a mesma resolução do produto MOD09A1, de 500 por 500 metros, para permitir a comparação entre a resposta espectral do sensor e os dados coletados em campo.

Foram aplicados os métodos de interpolação determinísticos de efeito local de vizinho mais próximo, média simples e inverso da distância euclidiana (média ponderada). O raio de busca, dos três métodos, foi definido de acordo com o parâmetro alcance (a) do semivariograma ajustado de cada COA. Esta escolha foi pautada na

tentativa de representar minimamente a continuidade espacial das variáveis, buscando uma maior representatividade dos objetos de estudo. Todos os métodos foram aplicados no SIG SPRING e as grades resultantes foram exportadas para o *software* Arcgis, onde foi aplicada uma máscara d'água baseada no índice *Modified Normalized Water Index* (mNDWI) (XU, 2006) para extrair da interpolação apenas os *pixels* localizados dentro dos limites do LGC.

Já o método de interpolação baseado no modelo estatístico de efeito local e global, a krigagem ordinária, foram realizados os seguintes passos, sugeridos por Druck (2004): 1) Análise exploratória dos dados, onde são analisadas algumas medidas estatísticas em busca de alguma incoerência ou problema nos dados; 2) Análise estrutural, fase onde é aplicada a técnica de variografia e validação do semivariograma e; 3) Interpolação estatística da superfície. Todos os procedimentos citados foram realizados no *software* SPRING onde foi gerada a grade regular e a superfície de variância da interpolação. As matrizes foram importadas para o Arcgis, onde foram aplicadas as máscaras e avaliados os resultados.

Considerando que o único interpolador aplicado neste trabalho que possui uma estimativa de erro associada à grade gerada é a krigagem ordinária, a partir da superfície de variância gerada pelo interpolador foram traçados os perfis para avaliar a sensibilidade do sensor MODIS/Terra à variação de COA, de modo a escolher locais com mínimo erro estimado pela técnica de interpolação, buscando dar mais robustez as conclusões obtidas das análises. As análises de sensibilidade foram realizadas apenas para a superfície com o melhor resultado entre os quatro interpoladores aplicados.

4. Resultados e Discussão

A obtenção de geocampos em forma de matrizes regulares a partir de dados de campo, obtidos de forma irregular e esparsa, é de grande importância para as análises de sensoriamento remoto e geoprocessamento, pois pode ser necessária a compatibilização do modal estrutural dos dados antes de realizar qualquer inferência acerca dos fenômenos estudados, incluindo análises utilizando imagens orbitais, que estão no formato matricial (BARBOSA, 2005; BARBOSA et al., 2010). Nesse sentido, procedeu-se com a interpolação dos dados coletados por Barbosa (2005) através de 4 diferentes métodos de

interpolação, sendo eles determinísticos de efeito local e estatísticos de efeito local e global, utilizando-se do melhor resultado obtido para realizar as análises de sensibilidade com o auxílio de perfis extraídos das grades interpoladas e das imagens do sensor MODIS/Terra.

A partir dos métodos de interpolação de vizinho mais próximo, média simples e inverso da distância euclidiana (média ponderada) e aplicação de uma máscara d'água a posteriori, obtiveram-se as grades regulares apresentadas pela Figura 8. É interessante observar que, apesar de serem derivados praticamente da mesma fórmula (Equação 1), a aplicação de diferentes pesos na ponderação dos dados amostrais mudou consideravelmente os resultados obtidos por cada interpolador. Os raios de busca utilizados para todos os métodos determinísticos foram definidos de acordo com alcance (a) obtido nas análises de variografia para os dois COA e foram iguais a 11.924,993 metros para o total de sólidos suspensos e 11.337,155 metros para a Clorofila-*a*. Mais detalhes sobre a determinação dos semivariogramas serão apresentados a frente.

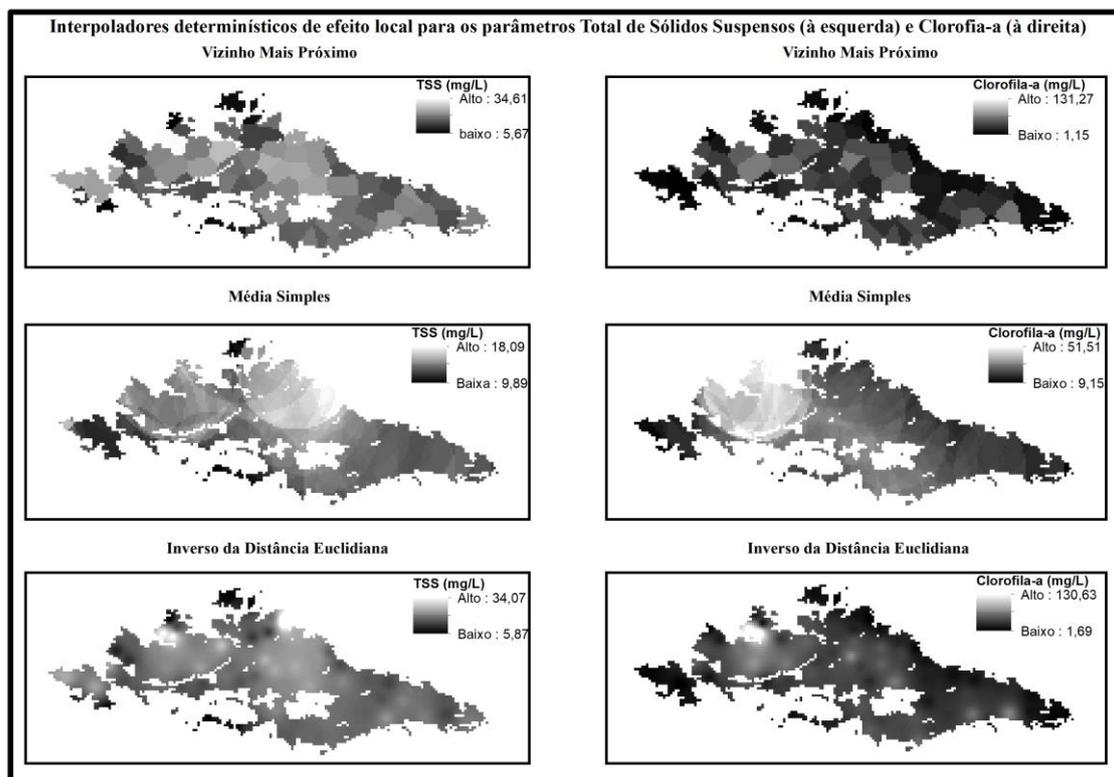


Figura 8: Métodos de interpolação determinísticos de efeito local para os dois Constituintes Opticamente Ativos avaliados, Total de Sólidos Suspensos (à esquerda) e Clorofila-*a* (à direita).

Para o interpolador de vizinho mais próximo, é possível observar a formação de pequenos polígonos, cada um assumindo apenas um valor discreto para todas as células no seu interior. Apesar de não gerar valores intermediários, o que pode ser uma vantagem dependendo da aplicação, o método produz transições discretas e bruscas (rupturas), além de não apresentar um gradiente no interior dos polígonos formados, o que torna o método inadequado para representar fenômenos ambientais, que possuem o caráter contínuo na maioria das vezes (DRUCK et al., 2004).

Já o método de média simples, apesar de diminuir as transições abruptas em relação ao interpolador vizinho mais próximo, ainda possui regiões que apresentam a falta de continuidade adequada para representar os fenômenos estudados. Também é interessante observar que este interpolador suaviza os pontos amostrais com maiores concentrações dos COA, uma vez que os valores máximos apresentados nas grades são consideravelmente menores que os máximos observados em campo. A explicação para este fenômeno está na aplicação de pesos iguais independentemente da distância do ponto interpolado, gerando uma tendência de suavizar os pontos extremos.

O método por inverso da distância euclidiana, ou média ponderada, produz os resultados mais interessantes entre os interpoladores determinísticos, não à toa é o mais utilizado entre grupo de métodos determinísticos (DRUCK et al., 2004). Observa-se que a grade gerada possui uma maior continuidade na transição dos valores, mais parecido com o observado em variáveis ambientais, contudo, este método tende a gerar máximos locais, tornando-o inadequado para a representação das variáveis estudadas neste trabalho (DRUCK et al., 2004).

Segundo Barbosa (2005), uma das principais limitações dos métodos de interpolação determinísticos é que estes procedimentos não levam em consideração a abrangência ou domínio espacial das amostras, além de serem incapazes de modelar a anisotropia. Nesse sentido os interpoladores geoestatísticos, ao qual a krigagem ordinária faz parte, tornam-se soluções mais adequadas, pois permitem a modelagem espacial respeitando a continuidade dos fenômenos ambientais estudados (CAMARGO, 1997).

Conforme distrito no item 3.4 a interpolação pelo método de krigagem possui algumas etapas que devem ser respeitadas antes de proceder com a aplicação do método. Todos resultados descritos adiante foram obtidos através do módulo de geoestatística,

implementado no *software* SPRING (CAMARGO, 1997). A primeira etapa realizada foi a análise exploratória das amostras, nesta etapa foram analisadas estatísticas univariadas das amostras de campo, conforme apresentado pela figura 9, que têm como objetivo a organização e sintetização de um conjunto de valores (CAMARGO, 1997).

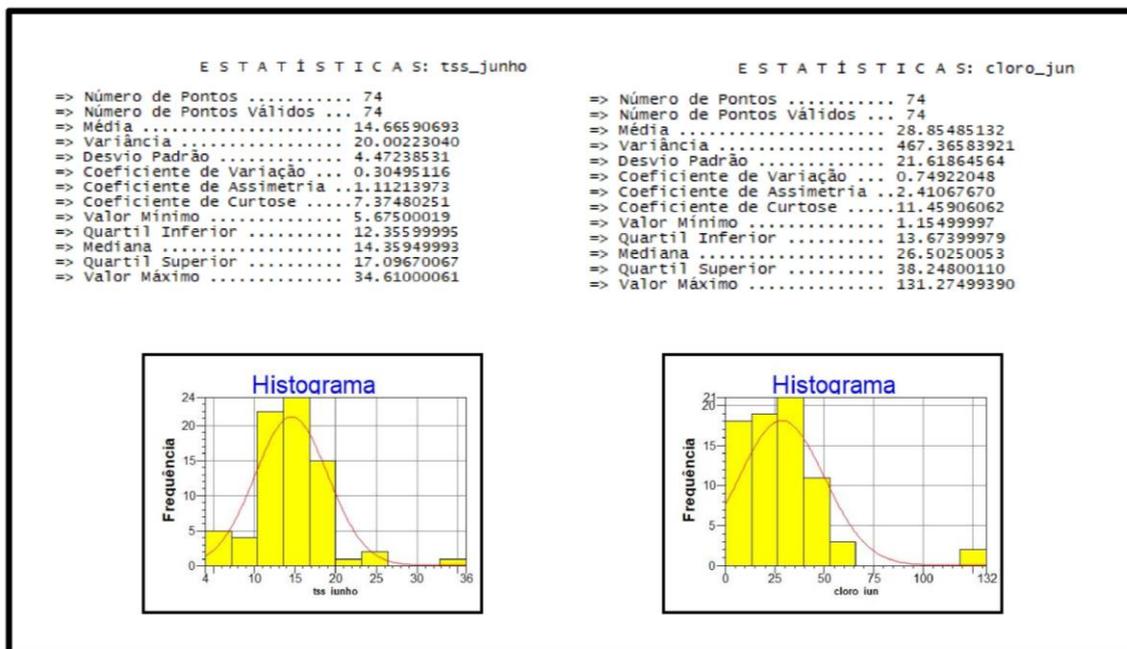


Figura 9: Análise descritiva dos dados obtidas pelo *software* SPRING, no módulo de geoestatística. A esquerda as estatísticas univariadas e histograma do total de sólidos suspensos (tss_jun) e a direita para a Clorofila-a (cloro_jun)

A análise exploratória dos dados é de extrema importância para a interpolação adequada, uma vez que é possível identificar algumas propriedades do conjunto amostral que podem exigir a necessidade de tratamento ou podem até inviabilizar a aplicação de métodos geoestatísticos (BARBOSA, 2005).

Para os dados de TSS, observa-se que as amostras apresentam uma distribuição assimétrica à direita com uma variação dos dados em torno de 30% em relação à média, indicando a presença de heterogeneidade nos dados. A média e a mediana apresentam valores próximos, contudo, não estão centralizadas entre os valores máximo e mínimo indicando a possibilidade da presença de *outliers*, que se confirma ao observar o histograma, com valores extremos observados à direita da distribuição.

Em relação aos dados de Clorofila-a observa-se uma tendência de assimetria muito mais acentuada que para o TSS, mas com a mesma direção (à direita). As medidas de tendência central, média e mediana, encontram-se se mais distantes entre si

(assimetria) e os dados apresentam uma maior variação em relação à média, indicando um elevado grau de heterogeneidade (coeficiente de variação ~75%). É possível observar a presença de *outliers* à direita de distribuição, assim como para o TSS e, apesar de recomendável em alguns casos, os *outliers* não foram eliminados das análises por serem representativos de pontos onde a concentração dos COA é maior, sendo que a retirada destes pontos amostrais poderia levar a uma representação inadequada das concentrações dos COA no LGC.

As análises estatísticas dos dados apresentam diversos fatores que podem influenciar negativamente na interpolação dos dados através da técnica de krigagem ordinária. As observações feitas acima acerca das propriedades e distribuição dos dados atendem parcialmente ou não atendem as pressuposições exigidas pela técnica de interpolação, principalmente no que se diz respeito aos dados de Clorofila-*a*. Os dados também violam a pressuposição de normalidade (Shapiro-Wilk com $p < 0,05$), onde a técnica de interpolação por krigagem apresenta seu máximo de eficiência. Foram testadas algumas transformações lineares, a fim de ajustar a distribuição dos dados à uma curva gaussiana, contudo, não foram obtidos resultados expressivos nas opções testadas (logarítmica e exponencial). Nesse sentido, os dados foram mantidos em seu formato original, assumindo que as superfícies geradas apresentarão uma série de limitações que devem ser levadas em conta na interpretação dos resultados.

A determinação do semivariograma experimental foi a parte mais complexa no processo de interpolação por krigagem, sendo que foram testadas centenas de combinações dos parâmetros até encontrar os *lags* e incrementos que representassem melhor a variabilidade espacial dos fenômenos. A tolerância foi mantida sempre igual à metade do valor do incremento, conforme sugere Barbosa (2005). A modelagem espacial de Constituintes Opticamente Ativos no LGC possui uma natureza desafiadora devido à complexidade na variação dos elementos presentes na água, respondendo à alta dinâmica das águas do lago em suas diferentes fases do ano hidrológico, sendo que outros trabalhos que aplicaram técnicas de interpolação geoestatística na área relataram a mesma dificuldade (BARBOSA, 2005; BARBOSA et al., 2010). Após a determinação dos semivariogramas omidirecionais experimentais, foram testados todos os modelos teóricos disponíveis no módulo geoestatística do *software* SPRING, escolhendo aquele que melhor se adequou a cada um dos COA avaliados e procedeu-se com a validação dos resultados obtidos.

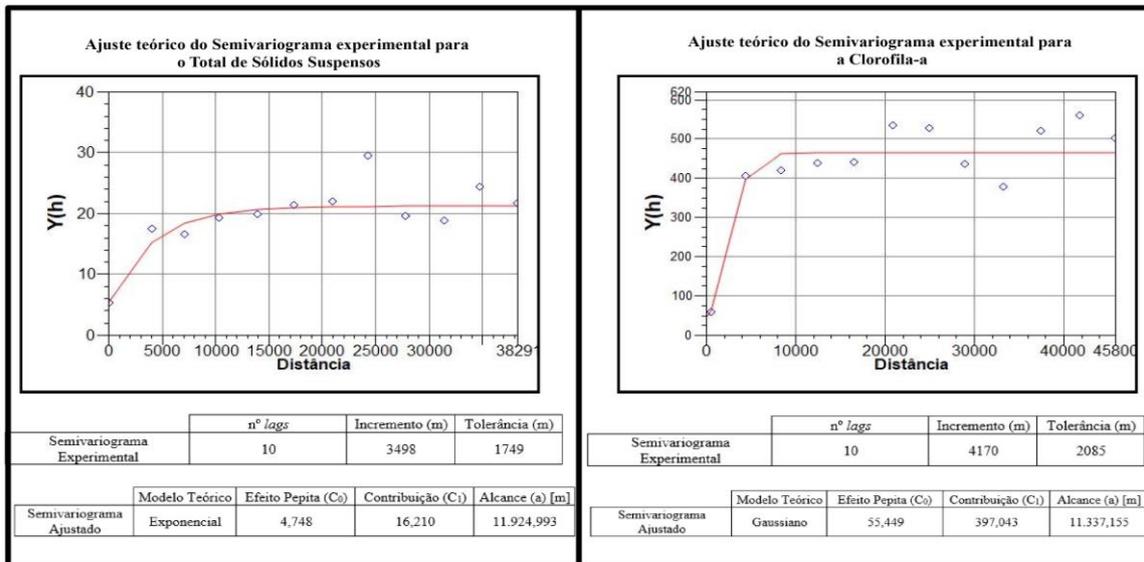


Figura 10: Resultados da aplicação da técnica de variografia para os dois Constituintes Opticamente Ativos estudados, à esquerda o Total de Sólidos Suspensos e à direita a Clorofila-a.

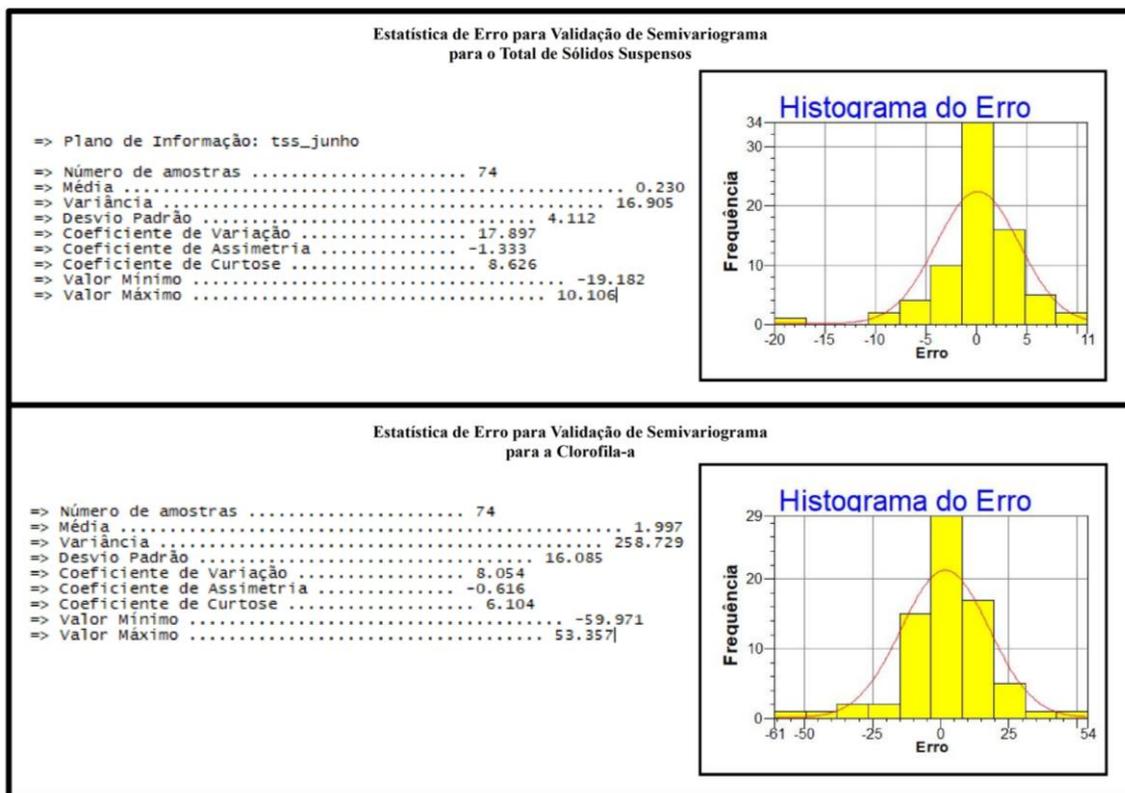


Figura 11: Estatísticas de erro para validação dos semivariogramas gerados para os Constituintes Opticamente Ativos Estudados.

A fim de avaliar os resultados apresentados nas figuras 10 e 11, foram realizadas comparações com os resultados encontrados por Barbosa et al. (2010), que também procederam com interpolações para estes dados de COA no LGC. Apesar dos autores

utilizarem a técnica de variografia direcional, considerando os fenômenos como anisotrópicos, a modelagem da anisotropia parte da modelagem do semivariograma omnidirecional (BARBOSA, 2005), portanto, os resultados encontrados neste trabalho deveriam apresentar relativa similaridade.

Os modelos teóricos ajustados para os dois COA foram os mesmos descritos pelos autores, sendo o modelo gaussiano mais adequado para descrever a variação espacial da Clorofila-*a* e o modelo exponencial para o Total de Sólidos Suspensos. Os modelos teóricos ajustados aos semivariogramas experimentais podem descrever algumas tendências acerca da variabilidade espacial dos dados analisados, nesse caso, modelos exponenciais sugerem dados com variação gradual entre diversos padrões espaciais que interferem entre si, enquanto que um modelo gaussiano indica uma variação suave entre os padrões espaciais (BARBOSA et al., 2010). Vale a pena chamar atenção para os altos valores de efeito pepita, que indicam a presença de erros associados a modelagem da estrutura espacial dos dados.

Em relação às estatísticas de erro os autores encontraram erros médios menores para ambos os COA e uma variância média menor para a Clorofila-*a* e ligeiramente maior para o TSS. A explicação para os melhores resultados encontrados por Barbosa et al. (2010) está no fato que a modelagem espacial dos dados é feita de forma mais adequada aos fenômenos de estudo, uma vez que ambos os COA analisados apresentam anisotropia (BARBOSA, 2005). Ainda que a escolha da forma de modelagem espacial não ter sido a mais correta para descrever a variabilidade dos COA de estudo, devido à complexidade inerente às análises que levam em conta a modelagem da anisotropia, os resultados foram analisados explorando suas potencialidades, ponderando de forma sóbria suas fragilidades.

Tratando agora somente dos dados encontrados neste trabalho, observa-se através das estatísticas de erro que a modelagem espacial ficou mais ajustada para o Total de Sólidos Suspensos que para a Clorofila-*a*. Uma das justificativas possíveis pode residir na distribuição dos dados apresentados pela Figura 9. Apesar de ambos não apresentarem distribuição normal, o TSS apresenta uma assimetria nos dados e uma quantidade de *outliers* muito menor que o apresentado pela Clorofila-*a* o que diminui as incertezas na modelagem espacial do primeiro constituinte, considerando que a modelagem espacial é baseada no conceito de variável regionalizada estacionária.

A variabilidade espacial do TSS no LGC responde principalmente aos pulsos de inundação do rio Amazonas e a presença de fortes ventos em partes rasas do lago, causando a ressuspensão de sedimentos (BARBOSA et al., 2010). Contudo, considerando que a fase de cheia apresenta um fluxo de água próximo a zero entre o lago e o rio e que nesta época do ano, além dos ventos serem mais brandos, o lago apresenta as maiores profundidades do seu ciclo hidrológico, pode ser que estrutura espacial do TSS seja menos complexa e mais simples de ser descrita, atendendo aos princípios de estacionariedade.

Já a variação da Clorofila-*a* é modelada por fenômenos mais complexos, uma vez que responde à radiação que chega ao lago e a presença de nutrientes na água (BARBOSA et al., 2010). Além da alta disponibilidade de radiação solar nesta época do ano, observa-se um estado mais elevado de eutrofização do lago, em decorrência da inundação de áreas de pasto/agricultura e às descargas de efluentes das comunidades ribeirinhas, levando formações de *blooms* de algas nesse período, aumentando a concentração de Clorofila-*a* no lago (AFFONSO; BARBOSA; NOVO, 2011). Devido a esta natureza complexa que modela a variabilidade espacial do COA é possível que a Clorofila-*a* viole o pressuposto de estacionariedade de primeira e segunda ordem, uma vez que pode ser que existam *clusters* com diferentes médias regionais variando em função de outras variáveis além da distância, como a eutrofização local.

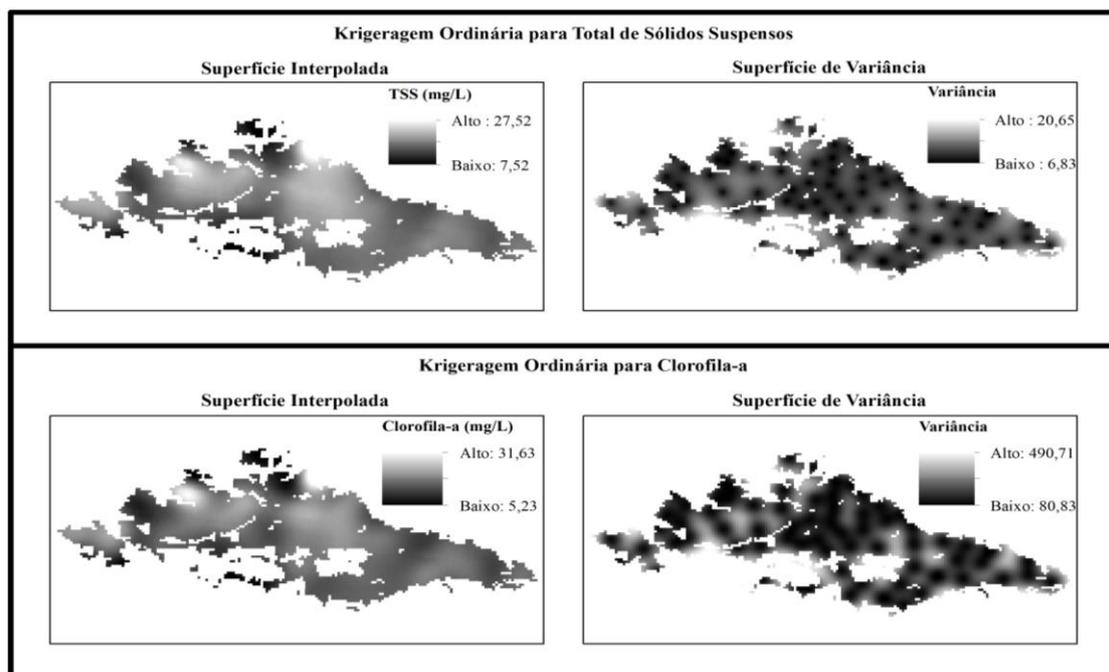


Figura 12: Resultados da técnica de interpolação krigagem ordinária e suas respectivas superfícies de variância, acima para os dados de Total de Sólidos Suspensos e abaixo para Clorofila-*a*.

Discutidos os pontos em relação aos dados e resultados encontrados na variografia, procedeu-se com a interpolação dos dados, através da técnica de krigeagem ordinária e os resultados, assim como a superfície de variância, podem ser observados na Figura 12.

Apesar das diversas limitações que permearam a interpolação através da técnica de krigeagem, conforme exposto na sessão de análise estatísticas dos dados, os geocampos gerados pela krigeagem ordinária foram os escolhidos para proceder com a análise de sensibilidade do sensor MODIS/Terra, uma vez que buscam representar de forma mais adequada a continuidade espacial das variáveis de estudo, além de produzirem uma superfície de erro associada a interpolação. Apesar das potencialidades oferecidas pela técnica, foram ponderadas as limitações referentes aos dados gerados, como por exemplo a suavização dos pontos de maior valor das duas variáveis interpoladas e as violações nas pressuposições necessárias para aplicação da técnica.

Considerando que, conforme apresentado na Figura 9, existem *outliers* em ambas as amostras, a krigeagem ordinária falhou em descrever estes pontos com maiores concentrações dos COA, uma vez que a baixa probabilidade de ocorrência de um valor tão extremo, conforme observado em campo, faz com que a modelagem através de variáveis aleatórias regionalizadas falhe em prever corretamente estes pontos. Outro ponto importante de se pontuar é que, apesar da krigeagem ordinária produzir resultados com a menor variância possível, os valores de variância podem não representar exatamente os valores reais, mas servem como um norte na análise da qualidade da superfície interpolada.

Foram utilizadas as superfícies de variância apresentadas na Figura 12 para a determinação dos perfis, já que são nessas regiões (próximas aos pontos amostrados) que o erro associado aos valores interpolados é menor, gerando uma maior confiabilidade nos valores extraídos pelo perfil para comparação com os dados espectrais do sensor MODIS/Terra. As bandas utilizadas para a análise de sensibilidade foram a do vermelho (banda 1, entre 620 e 670 nm), para o Total de Sólidos Suspensos e do verde (banda 4, entre 545 e 565 nm) para a Clorofila-*a*, uma vez que estas bandas foram descritas como uma das possíveis para a detecção destes COA em ecossistemas aquáticos terrestres (GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016).

Conforme descrito no item 3.3 foi aplicada uma correção de *glint* residual em ambas as bandas, através do método sugerido por Wang e Shi (2007), subtraindo-se os valores de reflectância da banda do infravermelho de ondas curtas (banda 6, entre 1628 e 1652 nm). O resultado esperado para os dois constituintes opticamente ativos avaliados seria que a resposta espectral do sensor fosse diretamente proporcional à concentração do COA, uma vez que o aumento da concentração de Clorofila-*a* na água aumenta a reflectância no verde, assim como altas concentrações de TSS aumentam o retroespalhamento da REM na região do vermelho, gerando altos valores de reflectância nesta faixa espectral. (MENESES; ALMEIDA; BAPTISTA, 2019).

A Figura 13 ilustra os dez perfis traçados para conduzir a análise de sensibilidade para os dois COA avaliados. É importante ressaltar aqui algumas dificuldades na definição dos perfis, principalmente em relação a algumas limitações impostas pelos dados espectrais do sensor MODIS/Terra. Observou-se nas imagens do sensor, tanto para a banda 1 como para a banda 3, *pixels* anômalos dentro dos limites da área de estudo, como por exemplo *pixels* com valores negativos ou transições de reflectâncias muito abruptas. Existem duas hipóteses levantadas para a presença destes valores não esperados, sendo elas: a resolução temporal do produto MOD09A1 e a presença de *glint* residual, mesmo após a aplicação da metodologia de correção.

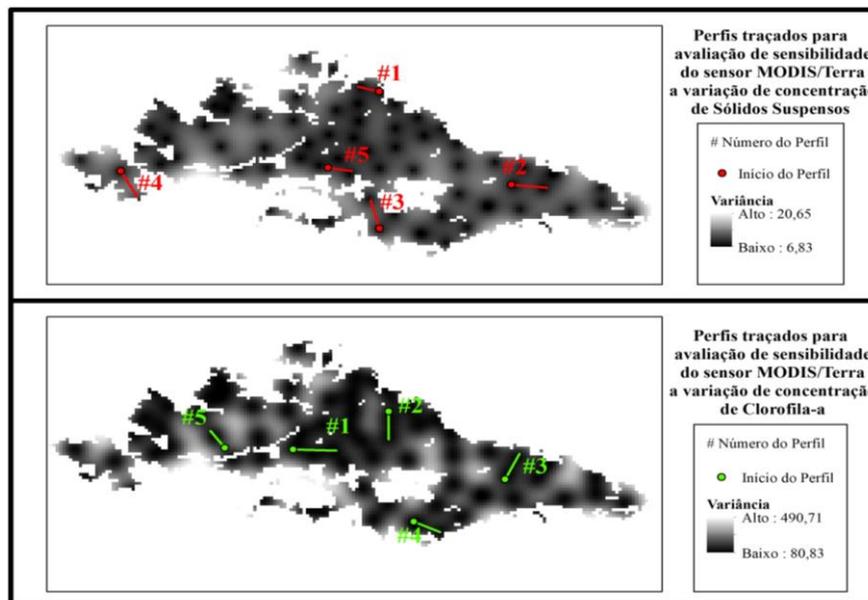


Figura 13: Perfis traçados sobre as superfícies de variâncias obtidas através da interpolação por krigagem ordinária. Cada perfil está enumerado no mapa e com um marcador para indicar seu início.

Considerando que o produto MOD09A1 é uma composição de 8 dias, é possível que, devido à alta dinâmica das massas de água registradas no Curuai, a composição de *pixels* derivados de imagens de diferentes datas tenha gerado a presença de descontinuidades nos valores de reflectância. Nesse sentido, vale ressaltar que cada imagem vai retratar apenas a situação ambiental do momento da aquisição e a comparação com outros dias, mesmo que próximos, pode não ser adequada em ambientes dinâmicos. Outra possível justificativa é a presença de *glint* residual já que, levando em consideração que a técnica proposta de correção se baseia na subtração da reflectância na banda 6 (infravermelho de ondas curtas), quando os valores registrados no SWIR eram maiores que os valores das bandas na faixa do visível foram gerados *pixels* de valores negativos, indicando a presença acentuada de *glint* na imagem. Independentemente da justificativa para a presença dos *pixels* anômalos, essas regiões foram evitadas nos traçados dos perfis, sendo que estes estavam presentes majoritariamente no centro do LGC.

Outro ponto importante a ser levantado acerca do traçado dos perfis foi a escolha de regiões que houvesse maior dominância de concentração do COA analisado, uma vez que a resposta espectral em águas de composição complexa pode ser de difícil interpretação (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019; MENESES; ALMEIDA; BAPTISTA, 2019). Nesse sentido, como o objetivo do trabalho foi apenas detecção da sensibilidade do sensor a variação de concentração de COA, foram utilizadas áreas com dominância majoritária do COA avaliado. Os resultados dos valores de concentração de COA e resposta espectral das imagens para os perfis traçados estão apresentados na Figura 14 e 15.

Foram fixas escalas que conseguissem abranger todos os perfis analisados, tanto em relação aos valores de concentração de COA como de reflectância, para evitar comparações tendenciosas. Essa escolha foi baseada na facilitação na análise da proporcionalidade entre a variação dos COA e a reflectância do sensor, sendo que a análise em escala individualizada poderia levar a erros de interpretação.

Relação entre reflectância na banda 1 (620-670nm) do sensor MODIS/Terra e a concentração de Total de Sólidos Suspensos (TSS)

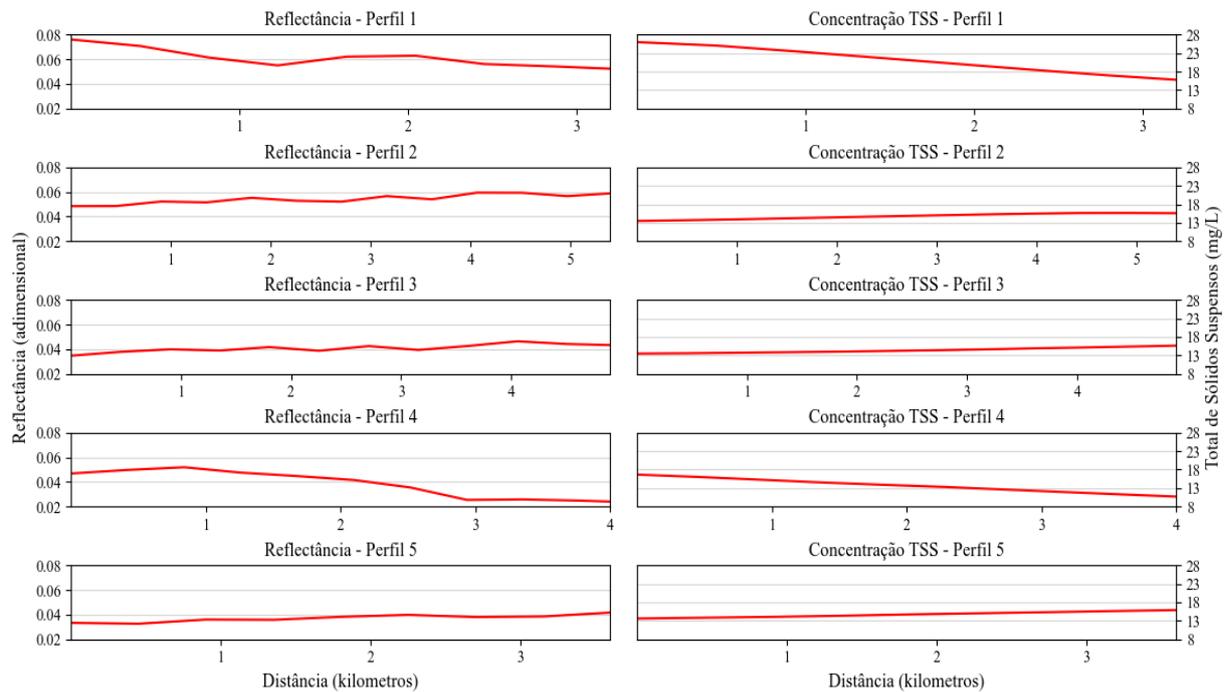


Figura 14: Gráficos ilustrando a relação dos valores dos perfis extraídos da superfície de concentração do Total de Sólidos Suspensos (TSS), obtida através da interpolação de dados de campo por krigeagem ordinária, e a reflectância na banda 1 (620 e 670 nm) do sensor MODIS/Terra.

Os gráficos apresentados pela Figura 14, referentes a comparação entre a concentração do Total de Sólidos Suspensos e a reflectância na banda 1 do sensor MODIS, sugerem a sensibilidade do instrumento para a detecção deste constituinte opticamente ativo para lagos da planície amazônica. A resposta do sensor está em concordância com o comportamento físico esperado para os sólidos em suspensão na água, já que o aumento da concentração deste constituinte opticamente ativo gera um aumento na reflectância através do retroespalhamento dos fótons incidentes, gerando uma relação diretamente proporcional entre a reflectância e a concentração do COA (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019). Além disso, é possível observar nos gráficos a proporcionalidade entre a variação dos COA e a resposta espectral dos sensores, sendo possível identificar que para concentrações semelhantes o sensor apresentou praticamente os mesmos valores de reflectância para todos os perfis analisados.

Essas características discutidas indicam que o sensor, além de ser sensível à variação do COA, tem potencial para aplicações em quantificação de sólidos suspensos presentes na coluna d'água através do desenvolvimento de algoritmos bio-ópticos voltados a determinação da qualidade da água. Os resultados encontrados corroboram

com outros resultados encontrados na literatura acerca da utilização do sensor MODIS/Terra para o monitoramento ambiental de sólidos suspensos em águas continentais (WANG; SHI; TANG, 2011; WANG et al., 2012; GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016) sugerindo a capacidade de aplicação do sensor em um plano de monitoramento ambiental de sólidos suspensos para a região estudada através de análises de Sensoriamento Remoto.

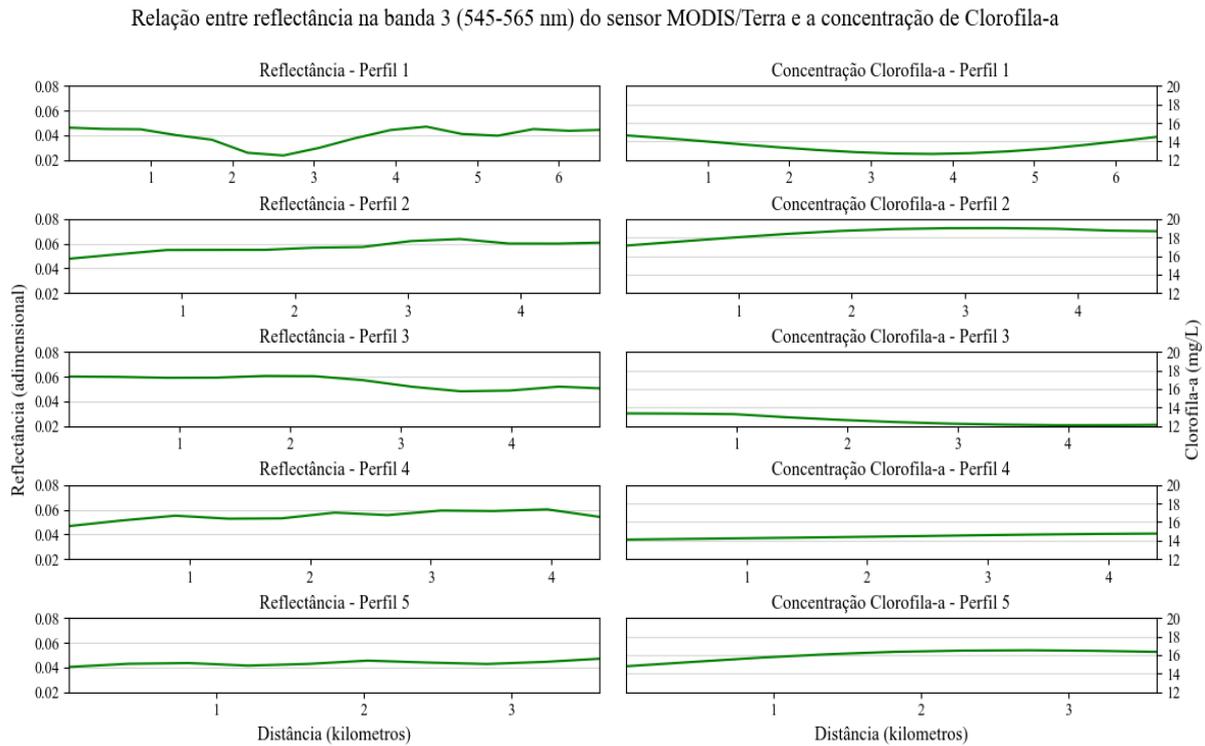


Figura 15: Gráficos ilustrando a relação dos valores dos perfis extraídos da superfície de concentração do Clorofila-*a*, obtida através da interpolação de dados de campo por krigeagem ordinária, e a reflectância na banda 4 (545 e 565 nm) do sensor MODIS/Terra.

Para os padrões encontrados relacionando os perfis da resposta espectral na banda 4 do sensor MODIS e a concentração de Clorofila-*a*, os resultados não foram tão satisfatórios quanto os descritos anteriormente para o outro COA avaliado. Apesar de todos os perfis analisados apresentarem a mesma tendência de variação, corroborando com a hipótese de que o sensor é sensível à variação de gradientes de Clorofila-*a*, a resposta espectral não é proporcional para todos os perfis, uma vez que o mesmo nível de concentração do COA apresenta diferentes níveis de reflectância nos perfis extraídos. Em relação à resposta espectral esperada, os perfis atendem aos princípios físicos, uma vez que maiores concentrações de Clorofila-*a* estão relacionadas a maiores valores de

reflectância, devido à característica deste COA de possuir baixos coeficientes de absorção na faixa do espectro referente a banda avaliada (KIRK, 2011).

Uma possível explicação que pode elucidar a falta de sucesso detecção deste COA, pode estar relacionada a qualidade da superfície de interpolação, que foi bem inferior quando comparada com a superfície gerada para o TSS. Outra questão que pode estar envolvida é o fato de que, devido à alta dinâmica da região de estudo e a presença de outros constituintes opticamente ativos (e.g. matéria orgânica dissolvida, sólidos suspensos) mascarando as feições espectrais de organismos fotossintetizantes, a detecção e quantificação de Clorofila-*a* em lagos da planície amazônica é particularmente desafiadora (FLORES JÚNIOR, 2019).

Apesar das análises de sensibilidade do sensor obtiverem resultados em direção à confirmação da hipótese inicial, é necessário pontuar novamente as fragilidades em relação à qualidade das superfícies que foram utilizadas para conduzir a análise, uma vez que os dados utilizados violam alguns pressupostos da técnica utilizada para interpolação. Contudo, os resultados sugerem a adequabilidade do sensor MODIS/Terra a sensibilidade de detecção de Constituintes Opticamente Ativos em lagos da planície amazônica, o que tornaria interessante o desenvolvimento de outros estudos visando agora a determinação de algoritmos bio-ópticos que possibilitem a quantificação destes parâmetros por análises de sensoriamento remoto, objetivando o estabelecimento de um plano perene de monitoramento ambiental da qualidade da água para a região amazônica.

5. Conclusão

Foram aplicados 4 métodos de interpolação, sendo eles três determinísticos de efeito local e um estatístico de efeito local e global, para geração de uma grade contínua para posterior avaliação de sensibilidade do sensor MODIS/Terra à variação de gradientes de concentração de Constituintes Opticamente Ativos (COA) no Lago Grande Curuai, na planície alagada amazônica. Os interpoladores determinísticos, sendo eles: vizinho mais próximo, média simples e inverso da distância (média ponderada), falharam em apresentar geocampos adequados devido, principalmente, a falta de continuidade das superfícies geradas, característica essa presente na maioria das variáveis ambientais. As superfícies geradas pelo interpolador estatístico krigagem ordinária foram escolhidas

entre os resultados avaliados para proceder com a avaliação de sensibilidade, pois é a técnica mais adequada a modelagem da continuidade espacial dos elementos avaliados, além de ser capaz de gerar uma superfície com estimativo de erro.

Apesar de serem as escolhidas para as etapas subsequentes, devido à falta de modelagem da anisotropia e violações nas pressuposições estatísticas, as grades geradas pela krigeagem ordinária apresentaram limitações que devem ser consideradas na interpretação dos resultados. Dos dois COA avaliados, a grade gerada para a concentração do Total de Sólidos Suspensos (TSS) foi mais adequada que para a Clorofila-*a*, que apresentou uma maior estimativa de erro associado ao dado interpolado.

A elaboração dos perfis utilizados para análise de sensibilidade levou em consideração as superfícies de variância geradas pela técnica de krigeagem ordinária, assim como a dominância dos COA e a presença de *pixels* anômalos, possivelmente derivados da resolução temporal do produto MOD09A1 e a componente de *glint* que não foi retirada adequadamente com o método de correção aplicado. As análises indicaram a sensibilidade do sensor para a variação dos dois COA avaliadas, contudo, para o TSS foi observado uma proporcionalidade em relação à resposta espectral e a reflectância, que não foi repetida para a Clorofila-*a*. Os resultados, apesar de promissores, devem ser observados com o devido cuidado pois as superfícies utilizadas para conduzir as análises de sensibilidade apresentam limitações que impossibilitam a elaboração de conclusões mais acertivas.

Nesse sentido, para próximos estudos recomenda-se a elaboração de modelos bio-ópticos através de dados espectrais do sensor MODIS/Terra testando a adequabilidade do sensor em quantificar COA na planície amazônica. Em relação à interpolação dos dados recomenda-se a utilização de técnicas que levem em consideração a anisotropia e a não estacionariedade dos dados, para obtenção de grades regulares mais consistentes. Também se recomenda a utilização de dados espectrais que não sejam referentes a composições de imagens com diferentes datas, pois devido à alta dinâmica observada nos ecossistemas aquáticos amazônicos, pode ser que este produto não seja adequado à performance de análises de sensoriamento remoto voltadas a determinação de parâmetros de qualidade da água.

6. Referências Bibliográficas

- AFFONSO, A. G.; BARBOSA, C.; NOVO, E. M. L. M. Water quality changes in floodplain lakes due to the amazon river flood pulse: Lago grande de curuaí (Pará). **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 3, p. 601–610, 2011.
- ALCÂNTARA, E.; BARBOSA, C. C. F.; STECH, J.; NOVO, E. M. L. M.; SHIMABUKURO, Y. E. Improving the spectral unmixing algorithm to map water turbidity Distributions. **Environmental Modelling & Software**, v. 24, p. 1051–1061, 2009.
- ANA. **Water Resources: Executive Summary**. Brasília. 2007.
- BÁRBARA, V. F.; CUNHA, A. C. DA; RODRIGUES, A. S. DE L.; SIQUEIRA, E. Q. DA. Monitoramento sazonal da qualidade da água do rio Araguari/AP. **Revista Biociências**, v. 16, n. 1, p. 57–72, 2010.
- BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento Remoto da dinâmica de circulação do sistema planície de Curuai/Rio Amazonas**. 2005. 287 p. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2005.
- BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. DE M.; MARTINS, V. S. **Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos: Princípios e aplicações**. 1ª Edição ed. São José dos Campos: [s.n.]. 178 p. ISBN(9788517000959).
- BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. DE M.; MELACK, J. M.; GASTIL-BUHL, M.; FILHO, W. P. Geospatial analysis of spatiotemporal patterns of pH , total suspended sediment and chlorophyll- a on the Amazon floodplain. **Limnology**, v. 11, p. 155–166, 2010.
- CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M.; D'ALGE, J. C. **Introdução a ciência de geoinformação**. 2ª ed. São José dos Campos: INPE, 2001.
- CAMARGO, E. C. G. **Desenvolvimento, implementação e teste de procedimentos geostatísticos (Krigagem) no sistema de processamento de informações georreferenciadas**. 1997. 115 p. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1997. Disponível em: <<http://orton.catie.ac.cr/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=AGB.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mf=175851>>.
- CARDOSO-SILVA, S.; FERREIRA, T.; POMPÊO, M. L. M. DIRETIVA QUADRO D ' ÁGUA : UMA REVISÃO CRÍTICA E A POSSIBILIDADE DE APLICAÇÃO AO BRASIL. **Ambiente & Sociedade**, v. XVI, p. 39–58, 2013.
- DRUCK, S.; CARVALHO, M. S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M. V. **Análise Espacial de Dados Geográficos**. Brasília: EMBRAPA, 2004. ISBN(85-7383-260-6).
- FLORES JÚNIOR, R. **Parametrização de algoritmos empíricos e algoritmo quasi-analítico QAA para estimativa de clorofila-a em lagos da várzea do rio Amazonas**. 2019. 157 p. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2019. Disponível em: <<http://urlib.net/rep/8JMKD3MGP3W34R/3SUQ3U2>>.

GHOLIZADEH, M. H.; MELESSE, A. M.; REDDI, L. A comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques. **Sensors (Switzerland)**, v. 16, n. 8, 2016.

IPEA. **Comunicado IPEA nº 68**. Brasília. 2010.

KIRK, J. T. O. **Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems**. [s.l: s.n.]. 665 p. ISBN(9780521151757).

KOHLHEPP, G. Conflitos de interesse no ordenamento territorial da Amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, v. 16, n. 45, p. 37–61, 2002.

LOBATO, T. C.; HAUSER-DAVIS, R. A.; OLIVEIRA, T. F.; SILVEIRA, A. M.; SILVA, H. A. N.; TAVARES, M. R. M.; SARAIVA, A. C. F. Construction of a novel water quality index and quality indicator for reservoir water quality evaluation : A case study in the Amazon region. **JOURNAL OF HYDROLOGY**, v. 522, p. 674–683, 2015.

LOBO, F. L.; COSTA, M. P. F.; NOVO, E. M. L. M. Remote Sensing of Environment Time-series analysis of Landsat-MSS / TM / OLI images over Amazonian waters impacted by gold mining activities. **Remote Sensing of Environment**, v. 157, p. 170–184, 2015.

MACIEL, D.; NOVO, E. M. L. DE M.; CARVALHO, L. S. DE; BARBOSA, C. C. F.; JÚNIOR, R. F.; LOBO, F. DE L. Retrieving Total and Inorganic Suspended Sediments in Amazon Floodplain Lakes : A Multisensor Approach. **Remote Sensing**, v. 11, n. 15, p. 1–33, 2019.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. DE; BAPTISTA, G. M. D. M. **Reflectância dos Materiais Terrestres: análise e interpretação**. São Paulo: Oficina de Textos, 2019. 334 p. ISBN(9788579753015).

MOLLIERI, G. S. F.; NOVO, E. M. L. D. M.; KAMPEL, M. Space-time variability of the Amazon River plume based on satellite ocean color. **Continental Shelf Research**, v. 30, n. 3–4, p. 342–352, 2010.

NOVOA, S.; DOXARAN, D.; ODY, A.; VANHELLEMONT, Q.; LAFON, V.; LUBAC, B.; GERNEZ, P. Atmospheric Corrections and Multi-Conditional Algorithm for Multi-Sensor Remote Sensing of Suspended Particulate Matter in Low-to-High Turbidity Levels Coastal Waters. **Remote Sensing**, v. 9, n. 61, p. 31, 2017.

SILVA, T. S. F.; MELACK, J. M.; NOVO, E. M. L. M. Responses of aquatic macrophyte cover and productivity to flooding variability on the Amazon floodplain. **Global Change Biology**, v. 19, p. 3379–3389, 2013.

WANG, M.; NIM, C. J.; SON, S.; SHI, W. Characterization of turbidity in Florida's Lake Okeechobee and Caloosahatchee and St. Lucie Estuaries using MODIS-Aqua measurements. **Water Research**, v. 46, n. 16, p. 5410–5422, 2012.

WANG, M.; SHI, W. The NIR-SWIR combined atmospheric correction approach for MODIS ocean color data processing. **Optics Express**, v. 15, n. 24, p. 15722–15733, 2007.

WANG, M.; SHI, W.; TANG, J. Water property monitoring and assessment for China's inland Lake Taihu from MODIS-Aqua measurements. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 3, p. 841–854, 2011.

XU, H. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 27, n. 14, p. 3025–3033, 2006.

YEPEZ, S.; LARAQUE, A.; MARTINEZ, J.; SA, J. DE; MANUEL, J.; CASTELLANOS, B.; GALLAY, M.; LOPEZ, J. L. Comptes Rendus Geoscience Retrieval of suspended sediment concentrations using Landsat-8 OLI satellite images in the Orinoco River. **Comptes rendus - Geoscience**, v. 350, n. 1–2, p. 20–30, 2018.