

## Aplicação do sensor MSI/Sentinel-2 na estimativa de componentes opticamente ativos em lagos de planície de inundação amazônica

Renato Martins Passos Ferreira<sup>1</sup>  
Claudio Clemente Faria Barbosa<sup>1</sup>  
Vítor Souza Martins<sup>1</sup>  
Lino Augusto Sander de Carvalho<sup>1</sup>  
Daniel Schaffer Ferreira Jorge<sup>1</sup>  
Maria Paula Silva<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE  
Caixa Postal 515 - 12227-010 - São José dos Campos - SP, Brasil  
{renato.ferreira, claudio.barbosa, vitor.martins, lino.carvalho; daniel.jorge;  
mariapaula.silva}@inpe.br

**Abstract.** Remote sensing of inland waters relies on the retrieval of optically active constituent concentration using reflectance as input to different types of algorithms. Global carbon cycle, sediment budgets, phytoplankton primary production and water quality are among processes that can be evaluated using remote sensing imagery. Thus, Sentinel-2 MSI (Multispectral Instrument) launch increased the possibilities for mapping and monitoring aquatic environments due to high spectral, spatial and radiometric resolutions. This work tested six established algorithms for estimating absorption by colored dissolved organic matter and concentration of total suspended solids and chlorophyll-a in an Amazonian floodplain lake (Curuai). Fieldwork data was used to simulate the MSI reflectance and to adjust regression models. Based on these models, a MSI image was applied to spatialize optically active constituent distribution over Curuai lake. Small range of constituent concentration and low signal level represent a huge challenge for CDOM retrieval in Amazon turbid waters, as shown by low determination coefficient ( $< 0.45$ ) and high relative error ( $> 10\%$ ) provided by models. The adjustment of chlorophyll model showed a high correlation between *in-situ* and satellite observations ( $R^2 > 0.86$ ), although larger errors were assessed in low chlorophyll concentration. Results were more robust for TSS retrieval, as expected in very turbid waters with wide range of concentration values. Lower accuracy was observed when models were applied to MSI image due to higher remote sensing reflectance values, therefore resulting in an overestimation of TSS and Chl-a concentration.

**Palavras-chave:** remote sensing, bio-optics parameters, organic matter, sensoriamento remoto, parâmetros bio-óticos, matéria orgânica.

### 1. Introdução

As características bio-óticas de um ambiente aquático são determinadas pela concentração e pela composição dos constituintes opticamente ativos (COA), como a matéria orgânica dissolvida (DOM), o fitoplâncton e os sedimentos em suspensão. O DOM se origina da decomposição de materiais alóctones e autóctones (Stedmon et al., 2003) e apresenta uma fração colorida (CDOM) composta principalmente por ácidos húmicos e fúlvicos (Kirk, 2011). A absorção por CDOM e o decaimento da curva de absorção fornecem informações a respeito da composição (peso molecular e aromaticidade) da matéria orgânica (e.g., Carder et al., 1989), da disponibilidade de nutrientes (Bushaw et al., 1996) e de luz para a atividade primária (Wrigley et al., 1988).

O fitoplâncton regula a taxa de produtividade primária em ecossistemas aquáticos e sua variação espacial e temporal pode afetar a ciclagem biogeoquímica de elementos como carbono, nitrogênio, fósforo, oxigênio e enxofre (Smith et al., 1982; McNaughton et al., 1989; Kosten et al. 2012), além do estado trófico da água (Carlson, 1977). A composição e a biomassa do fitoplâncton em reservatórios são dependentes de fatores como temperatura, luz, disponibilidade de nutrientes, comunidades zooplancônicas (Reynolds et al., 2002), batimetria, tempo de retenção da água (Robson e Hamilton, 2004), taxa de fluxo da água e intensidade de mistura vertical (Kawara et al., 1998). A concentração e o tipo de fitoplâncton

forneem informações importantes a respeito da qualidade da água e seus potenciais riscos para saúde humana, já que alguns organismos fitoplanctônicos (eg. cianobactéria) podem produzir compostos tóxicos (Gregor et al., 2005). Florações de algas modificam a interação da luz ao longo da coluna d'água e ocasionam o aumento da produtividade primária entre subsuperfície e profundidade eufótica (Platt e Sathyendranath, 1988; Milutinović e Bertino, 2011).

Os sedimentos em suspensão, originados da decomposição de rochas e minerais no solo, podem alterar significativamente o campo de luz subaquático devido a suas propriedades de absorção e principalmente de espalhamento (Singer e Dunne, 2006). Este último é função da mineralogia e da textura das partículas (Mertes et al., 1993). Mudanças no tipo, tamanho, cor e concentração dos sedimentos determinam as propriedades de espalhamento na coluna de água (Curran e Novo, 1988; Kirk, 2011) e podem ser usadas para avaliar processos hidrodinâmicos em rios e lagos (e.g. Mertes et al., 1993; Barbosa et al., 2010). Os sedimentos também contribuem para troca de gases com a atmosfera, em especial na retenção de carbono em ambientes aquáticos (Cole et al., 2007).

O mapeamento e o monitoramento das flutuações da concentração dos COA em grandes lagos podem contribuir para o entendimento de questões ligadas ao ciclo global do carbono e possíveis impactos relacionados às mudanças climáticas, a processos hidrodinâmicos de entrada e saída de sedimentos nesses ecossistemas e a variações de biomassa fitoplanctônica e de taxa de produção primária. O lançamento do satélite Sentinel-2, em junho de 2015, fornece uma nova fonte de dados para o monitoramento de ambientes aquáticos por sensores remotos, devido a avanços tecnológicos em termos de resolução radiométrica (12 bits), resolução espacial (10, 20 e 60m) e resolução espectral (13 bandas, com larguras de 15 a 180nm).

Neste sentido, o presente trabalho objetivou simular a resposta espectral das bandas do sensor *Multispectral Imager* (MSI) a partir de dados coletados em campo e avaliar algoritmos consolidados na literatura atual para mapear a distribuição espacial dos constituintes opticamente ativos na planície de inundação do Lago Grande de Curuai.

## 2. Metodologia de Trabalho

### 2.1 Área de estudo

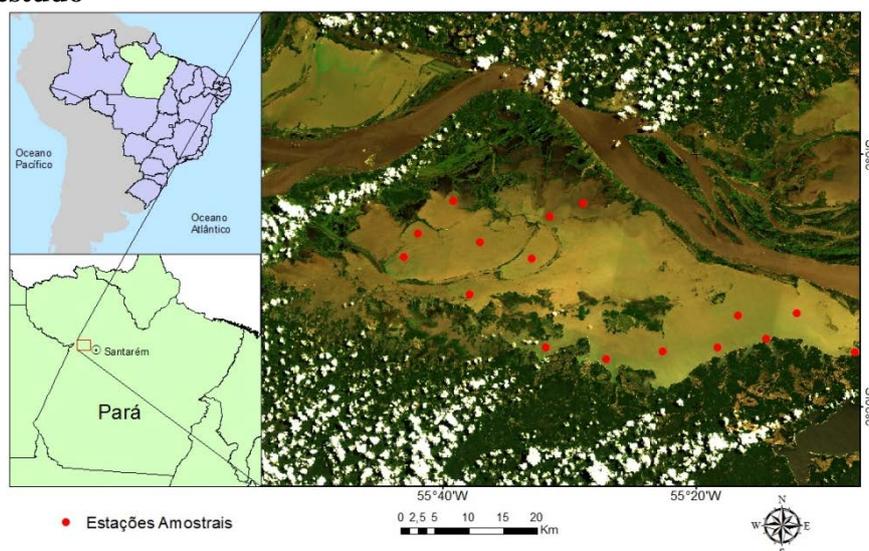


Figura 1. Localização da área de estudo e pontos amostrais.

A Planície do Lago Grande de Curuai (Figura 1), localizada ao sul do município de Óbidos, no estado do Pará, a cerca de 900 km da foz do Rio Amazonas, é um complexo sistema composto por diversos lagos (Barbosa et al., 2010). A região configura-se como uma planície fluvial de alagamento, cujos processos hidrológicos e biológicos encontram-se

intrinsecamente associados ao regime natural de flutuação das águas do rio Amazonas (pulso de inundação) (Bonnet et al., 2008; Barbosa et al., 2010).

## 2.2 Amostras

Amostras de água foram coletadas em superfície (0,3m) para análise laboratorial em dezesseis estações distribuídas ao longo do Lago Grande de Curuai, no período de 14 a 17 de julho de 2016. Filtros de fibra de vidro Whatman GF/F foram usados para determinar a concentração de clorofila-a, seguindo metodologia de Nush (1980). Para a análise do material em suspensão foram utilizados filtros de fibra de vidro Whatman GF/C pré-calcinados a 480°C e pesados e aplicado o método de Wetzel e Likens (1991).

Para determinar a absorção por CDOM, as amostras passaram por um filtro de fibra de vidro Whatman GF/F e em seguida por um filtro de nylon com poros de 0,2  $\mu\text{m}$ . Análises espectroscópicas foram realizadas utilizando um espectrofotômetro Shimadzu 2600UV, cubetas de quartzo de 10 cm e água Milli-Q (Millipore) como referência. Os espectros foram corrigidos para desvios entre 750 e 800 nm (e.g., Twardowski et al., 2004) e ajustados utilizando um modelo exponencial simples entre 400 e 700 nm (Bricaud et al., 1981).

## 2.3 Medidas radiométricas

As propriedades óticas aparentes foram determinadas a partir de medidas radiométricas realizadas com seis módulos do espectroradiômetro *Ramses TriOS*. A reflectância de sensoriamento remoto ( $R_{rs}$ ) foi definida como a razão entre a radiância emergente do corpo de água ( $L_w$ ) e a irradiância incidente na superfície ( $E_s$ ) (Kirk, 2011). Os valores de  $L_w$  foram corrigidos em relação ao estado da superfície da água para remover a fração da radiação medida oriunda da radiação atmosférica difusa refletida na superfície do corpo d'água em direção ao campo de visada do sensor (Mobley, 1999). Foram utilizados valores tabelados de acordo com Mobley (2015).

Os espectros de reflectância foram filtrados para garantir conjuntos de medidas com coeficiente de variação inferior a 10% em dois comprimentos de onda de referência (645 e 859nm). Para cada conjunto foi calculada a mediana por comprimento de onda, entre 400 e 900nm. O espectro medido selecionado como representativo para cada estação de coleta foi aquele que apareceu mais vezes na mediana. Os espectros selecionados foram utilizados para simular as bandas do sensor *Multispectral Imager* (MSI) a bordo do satélite *Sentinel-2*, usando sua função de resposta espectral.

## 2.4 Sentinel-2 e correção atmosférica

A imagem *Sentinel-2* MSI do dia 03/08/2016 (Granule: 21MXT) adquirida em nível L1C, em média 16 dias após a missão de coleta, foi utilizada devido à excessiva cobertura de nuvem da cena obtida concomitantemente ao campo. A correção atmosférica foi feita a partir do algoritmo *Sen2Cor*, que extrai as informações da profundidade óptica de aerossol baseado no método da vegetação densa e escura (Kaufman et al., 1997) e do vapor d'água utilizando as bandas 8A (865 nm) e 9 (945 nm) do Sentinel-2. Parâmetros atmosféricos, de iluminação solar e geográficos da cena são utilizados para correção atmosférica baseado em *Look-up Tables* geradas do modelo de transferência radiativa *LibRadtran*. Todas as bandas foram reamostradas para 10m.

## 2.5 Modelos para estimativa de constituintes óticamente ativos

Para estimar a concentração dos constituintes óticamente ativos (clorofila-a (Chl-a), sólidos totais em suspensão (TSS) e matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM) foram aplicados modelos empíricos e semi-analíticos. O CDOM foi estimado a partir da razão das bandas B3 e B4 do Sentinel-2, proposta por Toming et al. (2016) para aplicação em lagos

estonianos ricos em matéria orgânica, e pelo modelo proposto por D'Sa e Miller (2003) para o norte do Golfo do México, sob influência da descarga de sedimentos do Rio Mississippi. Para mapear TSS, foram utilizados o modelo de banda simples proposto por Nechad et al. (2010), que utiliza os valores de reflectância na região do vermelho ou do infravermelho de ondas curtas (SWIR), e o modelo de Kutser et al. (2016), que utiliza o pico de reflectância em 810nm. Já para Chl-a foram testados o modelo de três bandas de Dall'Olmo et al. (2003) e uma versão simplificada, de duas bandas, proposta por Ruddick et al. (2001).

### 3. Resultados e discussão

A Tabela 1 mostra as principais estatísticas descritivas da concentração de constituintes opticamente ativos e da absorção pela matéria orgânica dissolvida colorida do conjunto de estações amostradas durante a campanha de campo. Nota-se que as propriedades óticas são dominadas pelos sedimentos em suspensão, apesar da contribuição significativa das partículas fitoplanctônicas em algumas estações. Entretanto, as métricas para a concentração de clorofila-a são fortemente influenciadas por pontos específicos de alta concentração (conforme destacado pelo elevado desvio padrão), associados à entrada de nutrientes provenientes do alagamento de áreas de várzea utilizadas para a criação de gado. A absorção por CDOM, apresentada em dois comprimentos de onda, é baixa e possui pouca variação ao longo dos pontos medidos. Ademais, torna-se evidente que a contribuição da matéria orgânica dissolvida para os processos óticos é significativamente reduzida frente à dominância dos outros constituintes.

Tabela 1 – Parâmetros limnológicos durante campanha no Lago Grande de Curuai – Julho/2016

	Mínimo	Máximo	Mediana	Média	Desvio Padrão
Chl-a ( $\mu\text{g/L}$ )	5,25	85,05	25,50	30,23	24,95
TSS ( $\text{mg/L}$ )	18,75	49,67	33,13	33,44	9,76
$a_{\text{cdom}}(412\text{nm}) (\text{m}^{-1})$	2,50	3,75	2,83	2,97	0,40
$a_{\text{cdom}}(440\text{nm}) (\text{m}^{-1})$	1,58	2,42	1,80	1,89	0,26

Os espectros de reflectância de sensoriamento remoto obtidos a partir da correção atmosférica da imagem MSI-Sentinel-2 e da simulação de bandas utilizando dados radiométricos adquiridos *in-situ* são mostrados na Figura 2.

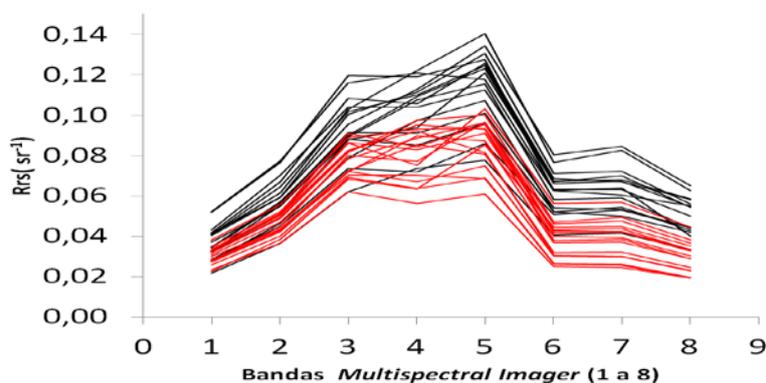


Figura 2 – Reflectância de sensoriamento remoto. Linhas pretas são espectros da imagem MSI corrigida atmosféricamente e linhas vermelhas são espectros gerados pela simulação das bandas do sensor MSI a partir de dados radiométricos coletados em campo.

Observa-se uma semelhança na forma dos espectros, entretanto, destaca-se a diferença de magnitude dos valores que pode estar associada à defasagem de 16 dias entre a data de aquisição da imagem e as medidas de campo (16 dias de diferença). Além disso, há incertezas

inerentes ao processo de correção atmosférica e influência de efeitos de borda que podem afetar na magnitude dos espectros da imagem. Foi testada a remoção do sinal residual do infravermelho de ondas curtas (Banda 7) com o intuito de compensar pelo efeito de reflexão especular, porém, essa remoção acarretou em queda acentuada dos valores de reflectância.

A Tabela 2 mostra o coeficiente de determinação ( $R^2$ ), o erro médio quadrático (RMSE) e o erro relativo (Erro(%)) calculados para cada um dos modelos de estimativa de constituintes óticamente ativos testados. Os menores valores de  $R^2$  foram observados para os modelos de CDOM (Tomming e D'Sa), uma vez que a variabilidade limitada da matéria orgânica (Tabela 1) reduz a capacidade de predição do modelo. Apesar do modelo de D'Sa e Miller (2003) ser capaz de explicar cerca de 40% da variância dos dados, o RMSE é alto quando comparado à média da absorção em 412nm, resultando em Erro(%) elevado na estimativa de absorção. Os maiores  $R^2$  foram obtidos para clorofila-a em concordância com trabalhos anteriores (eg. Carvalho et al., 2013). Os melhores resultados obtidos com o modelo de três bandas se devem à utilização de uma banda destinada a remover a influência do retroespalhamento causado pelas partículas não-algais em suspensão (Dall'Olmo et al., 2003).

Tabela 2 - Coeficiente de determinação, erro médio quadrático e erro percentual dos modelos de estimativa de constituintes óticamente ativos

	Tomming	D'Sa	Nechad	Kutser	Dall'Olmo	Ruddick
$R^2$	0,02	0,42	0,53	0,65	0,91	0,87
RMSE	0,24	1,43	6,49	5,56	6,83	8,45
Erro (%)	11,03	46,08	18,05	14,59	32,91	48,14

Apesar dos modelos de estimativa de TSS de Nechad et al. (2010) e Kutser et al. (2016) responderem por apenas 53 e 65%, respectivamente, da variação dos dados de concentração, estes modelos apresentaram RMSE baixo em relação à média de concentração de TSS, resultando em erros relativos abaixo de 20%. Estes resultados são justificados pela dominância do material sólido em suspensão em relação às propriedades óticas do campo de luz subaquático da região do Lago Grande de Curuai (LGC), devido a suas características de espalhamento da luz.

Diante dos resultados, foram escolhidos os modelos de Nechad et al. (2010) e de Dall'Olmo et al. (2003) para determinação do gradiente espacial das concentrações de TSS e de Chl-a na planície de inundação a partir dos valores de reflectância de sensoriamento remoto oriundos da imagem MSI. A Figura 3 mostra a variação espacial destes constituintes ao longo do LGC. As maiores concentrações de TSS ficaram na porção central, sujeita à contribuição de água oriunda do Rio Amazonas e à ressuspensão de sedimentos devido ao maior *fetch*. As maiores concentrações de Chl-a, por sua vez, estão próximas às margens dos lagos, em regiões de várzea e de comunidades ribeirinhas, onde o aporte de nutrientes facilita a floração de algas.

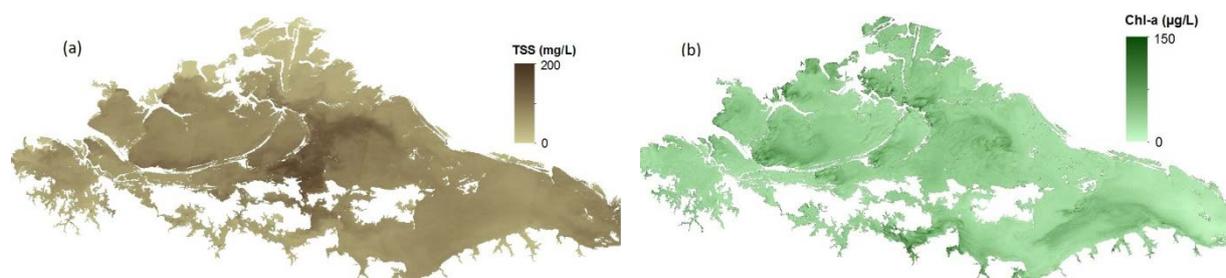


Figura 3 – Distribuição espacial das concentrações de TSS (a) e de clorofila-a (b) no Lago Grande de Curuai.

Quando os algoritmos são aplicados às imagens, há uma queda na acurácia da estimativa de concentrações dos constituintes ópticamente ativos tanto para o modelo de Nechad et al. (2010) ( $R^2 = 0,45$ ;  $RMSE = 21,87$ ;  $Erro(\%) = 67,57$ ) quanto para o de Dall’Olmo et al. (2003) ( $R^2 = 0,48$ ;  $RMSE = 21,74$ ,  $Erro(\%) = 150,2$ ). Para o TSS, os valores de reflectância de sensoriamento remoto mais elevados obtidos para a imagem em relação à simulação (Figura 2) resultam em valores de concentração significativamente maiores e, portanto, maior erro na estimativa. No caso da clorofila-a, os erros mostraram-se elevados especialmente em baixas concentrações, o que guarda relação com a dominância do TSS frente às propriedades óticas. Nas estações com concentrações elevadas de clorofila (acima de  $30\mu\text{g/L}$ ), os resultados do modelo foram melhores, uma vez que nesses pontos a clorofila influencia significativamente a reflectância medida. Em baixas concentrações, o modelo mostra-se mais sensível à influência dos demais componentes ópticamente ativos.

#### 4. Conclusões

O sensor *Multispectral Imager* apresenta características técnicas que contribuem para dar continuidade e incrementar a aplicação de sensores remotos no mapeamento e monitoramento de propriedades bio-ópticas de ambientes aquáticos. Destaca-se a necessidade de algoritmos de correção atmosférica focados em aplicações de águas interiores, devido aos baixos sinais de reflectância em lagos e rios e à influência de efeitos de entorno, em especial em locais de floresta.

Neste contexto, o mapeamento de CDOM em ambientes túrbidos amazônicos mostra-se um desafio particularmente complexo. Os principais fatores que limitam significativamente a acurácia dos modelos preditivos são: baixo sinal nas bandas do azul e do verde; pequena variabilidade na concentração de matéria orgânica e na absorção pela matéria colorida; e o claro predomínio do TSS e da clorofila. Estes se mostram mais robustos para estimativas de TSS e de clorofila, especialmente em locais com pontos de alta concentração, onde a sensibilidade dos modelos é incrementada pela faixa de variação dos valores de concentração. Apesar da superestimativa em locais de baixa concentração, de maneira geral os modelos foram capazes de reproduzir a distribuição espacial observada a partir dos dados de campo.

Levando-se em consideração que foi utilizada uma imagem com 15 dias de diferença para a aquisição dos dados *in-situ*, os resultados mostram que as imagens MSI têm grande potencial de aplicação para monitoramento de águas interiores. Vale ressaltar que com o lançamento do segundo satélite da constelação, previsto para março de 2017, haverá significativo ganho na frequência de revisita, possibilitando a aquisição de dados de calibração simultâneos ao imageamento.

#### Agradecimentos

Os autores agradecem a Seu Flaurindo, Genilson, Illa Bicca, Rivilo Bacelar e Zelva Carvalho pelas contribuições durante a campanha de campo, a Marcelo Sandoval pela ajuda no processamento de dados e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pelo suporte de bolsas de pesquisa. Agradecemos também o apoio do projeto MSA-BNDES - 1022114003005 a esta pesquisa.

#### Referências bibliográficas

Barbosa, C. C. F.; Novo, E. M. L. M.; Melack, J. M.; Gastil-Buhl, M.; Pereria Filho, W. Geospatial analysis of spatiotemporal patterns of pH, total suspended sediment and chlorophyll-a on the Amazon floodplain. *Limnology*, v.11, p.155-166, 2010.

Bonnet, M. P.; Barroux, G.; Martinez, J. M.; Seyler, F.; Moreira-Turcq, P.; Cochonneau, G.; Melack, J. M.; Boaventura, G.; Maurice-Bourgoin, L.; Leon, J. G.; Roux, E.; Calmant, S.; Kosuth, P.; Guyot, J. L.; Seyler, P. Floodplain hydrology in an Amazon floodplain lake (Lago Grande de Curuai). *Journal of Hydrology*, v.349, p.18-30, 2008.

- Bricaud, A.; Morel, A.; Prieur, L. Absorption by dissolved organic matter in the sea (yellow substance) in the UV and visible domains. **Limnology and Oceanography**, v.26, p.43–53, 1981.
- Bushaw, K. L.; Zepp, R. G.; Tarr, M. A.; Schulz-Jander, D.; Bourbonniere, R. A.; Hodson, R. E.; Miller, W. L.; Bronk, D. A.; Moran, M. A. Photochemical release of biologically available nitrogen from dissolved organic matter. **Nature**, v.381, p.404-407, 1996.
- Carder, K. L.; Stewart, R. G.; Harvey, G. R.; Ortner, P.B. Marine humic and fulvic acids: their effects on remote sensing of ocean chlorophyll. **Limnology and Oceanography**, v.34, p.68–81, 1989.
- Carlson, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v.22, p.361-369, 1977.
- Carvalho, L. A. S.; Barbosa, C. C. F.; Novo, E. M. L. M. Ajuste de bandas de modelos empíricos de estimativa de clorofila aplicados à região da planície de inundação do Lago Grande Curuai – PA. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2013. Artigos, p. 8924-8931. CD-ROM, On-line. Disponível em: < <http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/files/p0494.pdf>>. Acesso em: 02 nov. 2016.
- Cole, J. J.; Prairie, Y. T.; Caraco, N. F.; McDowell, W. H.; Tranvik, L. J.; Striegl, R. G.; Duarte, C. M.; Kortelainen, P.; Downing, J. A.; Middleburg; Melack, J. Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. **Ecosystems**, v.10, p171–184, 2007.
- Curran, P. J.; Novo, E. M. M. The relationship between suspended sediment concentration and remotely sensed spectral radiance: a review. **Journal of Coastal Research**, v.4, p.351-368, 1988.
- Dall’Olmo, G.; Gitelson, A. A.; Rundquist, D. C. Towards a unified approach for remote estimation of chlorophyll-a in both terrestrial vegetation and turbid productive waters. **Geophysical Research Letters**, v.30, n.18, 2003.
- D’Sa, E. J.; Miller, R. L. Bio-optical properties in waters influenced by the Mississippi River during low flow conditions. **Remote Sensing of Environment**, v.84, p.538-549, 2003.
- Gregor, J.; Geriš, R.; Maršálek, B.; Heteša, J; Marvan, P. In situ quantification of phytoplankton in reservoirs using a submersible spectrofluorometer. **Hydrobiologia**, v.548, p141-151, 2005.
- Kaufman, Y. J.; Wald, A. E.; Remer, L. A.; Gao, B.; Li, R.; Flynn, L. The MODIS 2.1µm channel – Correlation with visible reflectance for use in remote sensing of aerosol. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v.35, p.1286-1298, 1997.
- Kawara, O.; Yura, E.; Fujii, S.; Matsumoto, T. A study on the role of hydraulic retention time in eutrophication of the Asahi River Dam Reservoir. **Water Science and Technology**, v.37, p.245–252, 1998.
- Kirk, J. T. O. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. 3.Ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2011. 649p.
- Kosten, S.; Huszar, V.; Bécares, E.; Costa, L. S.; Donk, E. V.; Hansson, L. A.; Jeppesen, E.; Kruk, C.; Lacerot, G.; Mazzeo, N.; De Meester, L.; Moss, B.; Lürling, M.; Nöges, T.; Romo, S.; Scheffer, M. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. **Global Change Biology**, v.18, p.118-126, 2012.
- Kutser, T.; Paavel, B.; Verpoorter, C.; Ligi, M.; Soomets, T.; Toming, K.; Casal, G. Remote sensing of Black lakes and using 810nm reflectance peak for retrieving water quality parameters of optically complex waters. **Remote Sensing**, v.8, 497, 2016.
- McNaughton, S. J.; Oesterheld, M.; Frank, D. A.; Williams, K. J. Ecosystem- level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. **Nature**, v.341, p.142-144, 1989.
- Mertes, L. A. K.; Smith, M. O.; Adams, J. B. Estimating suspended sediment concentrations in surface waters of the Amazon River wetlands from Landsat images. **Remote Sensing of Environment**, v.43, p.281-301, 1993.

- Milutinović, S.; Bertino, L. Assessment and propagation of uncertainties in input terms through an ocean-color-based model of primary productivity. **Remote Sensing of Environment**, v.115, p.1906-1917, 2011.
- Mobley, C. D. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements. **Applied Optics**, v.38, p.7442-7455, 1999.
- Mobley, C. D. Polarized reflectance and transmittance properties of windblown sea surfaces. **Applied Optics**, v.54, p.4828-4849, 2015.
- Nechad, B.; Ruddick, K. G.; Park, Y. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. **Remote Sensing of Environment**, v.114, p.854-866, 2010.
- Nusch, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and pheopigment determination. **Archives of Hydrobiology Bulletin (Ergebnisse der Limnologie)**, v.14, p.14-36, 1980.
- Platt, T.; Sathyendranath, S. Oceanic primary production: estimation by remote sensing at local and regional scales. **Science**, v.241, p.1613-1620, 1988.
- Reynolds, C.; Huszar, V.; Kruk, C.; Naselli-Flores, L.; Melo, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v.24, p.417-428, 2002.
- Robson, B. J.; Hamilton, D. P. Three-dimensional modelling of a *Microcystis* bloom event in the Swan River estuary, Western Australia. **Ecological Modelling**, v.174, p.203-222, 2004.
- Ruddick, K. G.; Gons, H. J.; Rijkeboer, M.; Tilstone, G. Optical remote sensing of chlorophyll a in case 2 waters by use of an adaptive two-band algorithm with optimal error properties. **Applied Optics**, v.40, n.21, p.3575-3585, 2001.
- Singer, M. B.; Dunne, T. Modeling the influence of river rehabilitation scenarios on bed material sediment flux in a large river over decadal timescales. **Water Resources Research**, v.42, W12415, 2006.
- Smith, R. C.; Eppley, R. W.; Baker, K. S. Correlation of primary production as measured aboard ship in southern California coastal waters and as estimated from satellite chlorophyll images. **Marine Biology**, v.66, p.218-288, 1982.
- Stedmon, C. A.; Markager, S.; Bro, R. Tracing dissolved organic matter in aquatic environments using a new approach to fluorescence spectroscopy. **Marine Chemistry**, v.82, p.239-254, 2003.
- Toming, K.; Kutser, T.; Lass, A.; Sepp, M.; Paavel, B.; Nõges, T. First experiences in mapping lake water quality parameters with Sentinel-2 MSI imagery. **Remote Sensing**, v.8, 640, 2016.
- Twardowski, M. S.; Boss, E.; Sullivan, J. M.; Donaghay, P. L. Modeling the spectral shape of absorbing chromophoric dissolved organic matter. **Marine Chemistry**, v.89, p.69-88, 2004.
- Wetzel, R. G.; Likens, G. E. **Limnological Analyses**. New York: Springer Verlag, 1991. 429p.
- Wrigley, T. J.; Chambers, J. M.; McComb, A. J. Nutrient and gilvin levels in waters of coastal-plain wetlands in an agricultural area of Western Australia. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, v.39, p.685-694, 1998.