

CAPÍTULO 12

ANÁLISE ESPACIAL DE PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO E GEOPROCESSAMENTO: DOIS ESTUDOS DE CASO

Marisa Dantas Bitencourt & Luiz Rogério Mantelli

Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Brasil.
E-mail tencourt@ib.usp.br

RESUMO

Este trabalho apresenta uma extensa revisão bibliográfica atualizada que se impõem ao uso correto de sensoriamento remoto em estudos limnológicos. Suas vantagens e desvantagens são apontadas, bem como maneiras de compensar possíveis imprecisões. Os estudos de caso são bastante modernos e de fácil repetição. Para facilitar a identificação de cenários sazonais da composição da água, fez-se: a) um ensaio radiométrico para simular do comportamento espectral da concentração de pigmentos, utilizando espectroradiômetro de laboratório; e b) uma análise da variação espectral do estado trófico de reservatórios artificiais, no tempo e no espaço. O primeiro busca informações básicas através da espectroradiometria de amostras de água com diferentes concentrações de pigmentos, ambos em laboratório. O segundo estudo de caso explora o uso de imagens obtidas por satélites para estimar o estado trófico de corpos d'água artificiais, bem como estimar pulso ecológico através desta mesma variável. As áreas de estudo são as represas da Guarapiranga e as do Complexo Billings – SP.

1 INTRODUÇÃO

A análise espacial de parâmetros limnológicos depende do seu tipo e do tempo que o mesmo leva para sofrer uma mudança significativa. Depende também das condições do meio físico ao seu redor, do uso e ocupação das terras, e da precipitação dentro da bacia de captação do corpo d'água em questão. Em lago artificial (ou reservatório), especialmente naqueles onde grandes mudanças são detectadas, é preciso levar em conta o tempo de residência da água imposto pela barragem, sem deixar de lado os demais aspectos já mencionados. A vantagem de se utilizar imagens obtidas por sensoriamento remoto é a possibilidade de analisar espacialmente uma área extensa numa mesma tomada de dados. Contudo, alguns detalhes precisam ser esclarecidos sobre como utilizar os produtos de sensoriamento remoto, assim como suas vantagens e limitações.

Segundo Jensen (2009) a água pura seletivamente absorve/espalha a radiação incidente na coluna d'água. A água pura não contém matéria orgânica e nem inorgânica. Encontra-se na literatura os valores dos coeficientes de absorção, espalhamento e atenuação das moléculas de água na faixa espectral de 250 a 800 nm. O sol penetra na coluna d'água até a distância fótica ou zona eufótica. A radiação emergente do corpo d'água ou radiação volumétrica é o objetivo maior dos estudos de sensoriamento remoto aquático. Contudo, para se chegar a esta radiância volumétrica cuidadosas correções radiométricas precisam ser feitas, para atenuar: os efeitos atmosféricos indesejáveis, os efeitos das reflexões da superfície e os efeitos da reflectância do fundo do corpo d'água. Entretanto, a maioria dos corpos d'água no Brasil é artificial e a água contém uma variedade de constituintes orgânicos (como clorofila *a* do fitoplâncton), e inorgânicos (como minerais em suspensão) o que dificulta o uso de sensoriamento remoto em geral. Ao tentar conduzir estudos de qualidade da água usando sensoriamento remoto devemos focar na radiância emergente do corpo d'água.

Também segundo Jensen (2009), a extensão dos corpos d'água pode ser extraída com bastante precisão, através de imagens dos infravermelhos próximo e médio (de 740 a 2500 nm) uma vez que a água absorve fortemente nestas faixas. A identificação e quantificação por sensoriamento remoto se dão em vista de os particulados em suspensão na água espalharem e/ou absorverem radiação incidente de forma peculiar. Imagens nas faixas do visível são úteis para estimar a porcentagem de reflectância devida àqueles componentes em suspensão que são opticamente detectáveis. A radiância volumétrica (L_v) resulta das propriedades da água pura, dos materiais orgânicos dissolvidos (DOM) e da concentração de clorofila (Chl) e dos sedimentos minerais em suspensão (SM). Quando a Chl e o SM estão presentes ao mesmo tempo, observa-se um deslocamento no pico de reflectância de 547 nm para 596 nm. As partículas minerais variam de argila fina (3 a 4 μm de diâmetro) para silte (5 a 40 μm) e areia fina (41 a 130 μm) e grosseira (131 a 250 μm). No que tange a clorofila *a*, observa-se forte absorção da luz azul (400 e 500 nm), absorção da luz vermelha (630 a 675 nm), reflectância máxima em torno do verde (550 nm) e outro pico proeminente em torno de 690 a 700 nm. Em resumo, quanto mais clorofila menos energia é refletida no azul e no vermelho, com aumento de pico no verde. Quando SM e Chl estão presentes a resposta espectral vai variar com a proporção apresentada por cada componente. Em águas costeiras e interiores é difícil separar SM e o DOM por sensoriamento remoto. As fontes de DOM têm duas origens: autóctone e alóctone. Autóctones quando originários do próprio corpo d'água (decomposição do fitoplâncton e macrófitas aquáticas). Alóctones quando originários de fora do corpo d'água, ou seja, da sua bacia de captação. Os SM também podem ter estas duas origens, sendo necessário considerar a bacia, assim como seu uso-e-ocupação.

Um aspecto que precisa ser considerado, que já foi apontado por Bitencourt-Pereira (1992), é o fato de a degradação da Clorofila produzir uma Feofitina cujo comportamento espectral é quase o mesmo da clorofila. Nos corpos d'água onde há Clorofila, há também Feofitina, tanto autóctone como alóctone. Segundo Maestrin et al., (2009), a Clorofila *a* só difere da Feofitina *a* pela presença do Magnésio (Mg) no primeiro. A Figura 1 mostra a molécula de Clorofila *a*, bem como sua

conversão em Feofitina *a* por acidificação. Também derivada de Maestrin et al., (2009) é a Figura 2 que mostra a absorvância das duas substâncias.

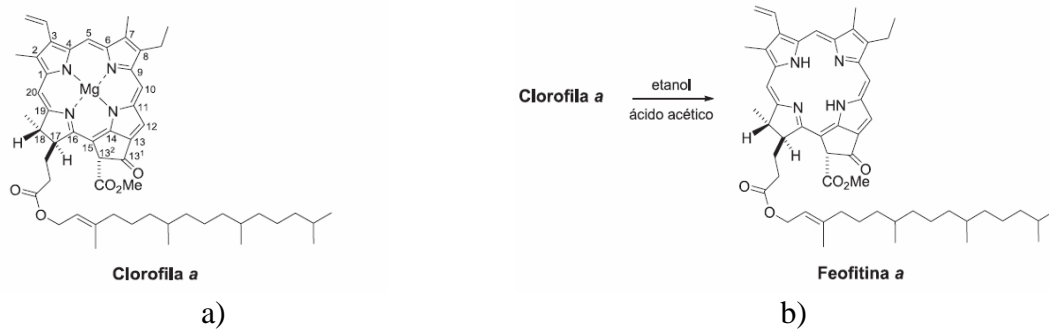


Figura 1: Esquema da Clorofila *a* (a) e sua respectiva Feofitina (b). (Fonte: Maestrin et al., 2009).

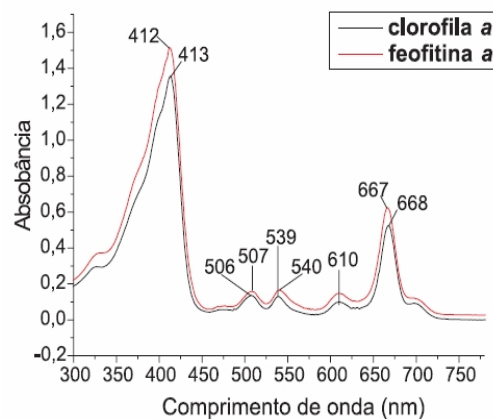


Figura 2: Curvas de absorvância da Clorofila ‘a’ e sua respectiva feofitina (Fonte: Maestrin et al., 2009).

A conclusão que se pode tirar é que do ponto de vista do sensoriamento remoto, não se pode distinguir facilmente o que é clorofila e o que é feofitina, dificultando assim estimativas de produção primária, principalmente nos trópicos e nas águas continentais, onde a degradação pode atingir níveis muito altos (BITENCOURT-PEREIRA, 1992). Ferreira et al., (2009) estudaram a distribuição espacial de pigmentos na planície de inundação do Alto Rio Paraná, a partir de imagens multiespectrais, estimando somente os pigmentos totais.

Segundo Novo (2011) a literatura trás diversas revisões sobre o uso de sensoriamento remoto no monitoramento da eutrofização da água desde a década de 1970. Contudo, os sensores disponíveis em cada época nem sempre foram adequados à complexidade das águas interiores. Mesmo assim, houve grande esforço em pesquisa básica sobre a interação da radiação eletromagnética com os parâmetros da água que são ópticamente ativos. Vários autores testaram algoritmos empíricos e semi-empíricos para estimar a concentração de clorofila *a* em águas continentais com base em medidas radiométricas obtidas *in situ* ou em simulações de laboratório, assim como com o uso de imagens de sensores orbitais e aerotransportados. Esses vários autores sugerem que a região espectral compreendida entre o vermelho e o infravermelho próximo é particularmente útil para a estimativa da concentração de clorofila em ambientes eutróficos onde a concentração de matéria orgânica dissolvida (*colored dissolved organic matter* - CDOM) é abundante. Esta autora aponta 3 linhas de aplicação do sensoriamento remoto em estudos de monitoramento dos processos de hidrosfera: oceanografia, limnologia e hidrografia. De interesse para limnologia destaca o desenvolvimento de modelos empíricos por regressão linear que estima a distribuição espacial dos sólidos em suspensão totais (TSS) em duas profundidades. Destaca a

junção com sucesso imagens do óptico e de radar, bem como a fusão de ambas, com o objetivo de discriminar diferentes gêneros de macrófitas aquáticas.

Novo et al., (2013) testaram com sucesso o uso de uma equação estimadora de IET obtida a partir dos valores de Clorofila (Chl) estimados através da razão das faixas TM4/TM3 (TM4 = infravermelho próximo e TM3 = vermelho) simuladas por curvas radiométricas obtidas em campo. A equação final ficou sendo:

$$\text{Log}_{10} \text{ Chl} = 2,1171 + 1,68 \text{ Log}_{10} (\text{TM4_sim}/\text{TM3_sim})$$

Com esta equação constatou-se que em 75% de superfície do corpo d'água teríamos as classes super e hipereutrófico em datas com medida de campo coincidentes. Concluíram, pois, que este IET pode se constituir numa ferramenta útil para avaliação semi-quantitativa da qualidade das águas, desde que sejam tomados os cuidados de praxe para a escolha das imagens correspondentes àquelas simuladas.

É importante destacar que a faixa do infravermelho próximo do satélite LANDSAT-5 é TM4, que foi usado no trabalho acima, compreende 760 a 900nm. No LANDSAT-8 a mesma faixa é chamada de banda 5 e compreende 845 a 885nm, portanto, mais estreita. Desse modo, faz-se necessário calibrar novamente a razão infravermelho próximo/vermelho, uma vez que se corre o risco de parte do *Red Edge* (entre 700 e 745nm) estar incluída na banda do TM4 e não na banda 5 do LANDSAT-8. O satélite **WorldView-2** tem, entre outras, duas faixas de Infravermelho Próximo (*Near-IR1*: 770 - 895 nm e *Near-IR2*: 860 - 1040 nm), uma no *Yellow* (585 - 625 nm), e uma faixa no *Red Edge* (705 - 745 nm). As duas faixas do infravermelho foram criadas uma vez que se observou uma diferença de comportamento dos corpos d'água no início e no final da faixa toda. A faixa do *Yellow* surgiu em resposta a uma demanda limnológica relacionada às substâncias húmicas, muito comum nos trópicos. A faixa do *Red Edge* ainda não mostrou nenhuma demanda específica para limnológica, mas já há trabalhos publicados relacionados à concentração de Nitrogênio nas plantas. Resta testar se há relação com o Nitrogênio da água.

Segundo Kirk (2011) a radiação emergente de um corpo d'água pode auxiliar na identificação e quantificação de alguns pigmentos e de alguns particulados em suspensão na zona eufótica. Os particulados em suspensão orgânicos (plâncton) podem ser relacionados ao estado trófico dos corpos d'água. Os particulados em suspensão também podem ser relacionados ao estado trófico cujo parâmetro mais medido é a turbidez da água. A radiação emergente do corpo d'água nas faixas do visível pode dar uma boa ideia do seu estado trófico, ou seja, o sensoriamento remoto pode dar uma boa ideia da composição da água. Apresenta também uma revisão de trabalhos realizados que podem ser úteis a limnologia. Os parâmetros mais estudados no mundo todo são os sólidos em suspensão, o aumento e o decréscimo do fitoplâncton, a fluorescência do fitoplâncton, o CDOM, o coeficiente da atenuação vertical, o disco de Secchi e a distribuição e quantificação de macrófitas.

Pereira Filho et al. (2009 e 2013) têm relacionado os parâmetros limnológicos com suas assinaturas espectrais obtidas no campo com o espectro radiômetro *Fieldspec*. Os parâmetros analisados são: Transparência, TSS, Turbidez e clorofila *a* dos reservatórios das UHEs Ernestina, Passo Real e Dona Francisca todas do rio Jacuí - RS.

A identificação de macrófitas aquáticas emersas e submersas também pode ser feita a partir da radiação emergente da superfície do corpo d'água, analisada como se fosse uma cobertura vegetal qualquer (BITENCOURT-PEREIRA, 1992; PALOMBO; BITENCOURT-PEREIRA, 1992; APARICIO, 2007). Nesse parâmetro em particular a radiação emergente do corpo d'água, tanto no visível como no infravermelho próximo, pode conduzir a análise e até a estimativa de fitomassa. Estudos do comportamento espectral de várias macrófitas, emersas e submersas, feitos por Aparicio (2007) podem ser úteis na interpretação de imagens multiespectrais nas faixas do óptico (visível e infravermelho próximo), aumentando assim a precisão da sua estimativa.

Contudo, para utilizar sensoriamento remoto de forma correta é preciso se certificar que o parâmetro em questão pode ser detectado do ponto de vista das resoluções espacial, espectral, radiométrica e temporal do sistema sensor escolhido. Existem diversos sistemas sensores

disponíveis no mercado com diferentes resoluções espacial, espectral, radiométrica e temporal, cada um com uma utilidade específica.

A **resolução espacial** se refere ao tamanho da área do alvo que corresponde a um pixel na imagem podendo variar de 0,5 x 0,5 m a 1 x 1 km. Quanto maior o pixel menor é a precisão da determinação do alvo por sensoriamento remoto. Pixels muito pequenos introduzem um conjunto extra de ruído e aumenta o esforço de análise.

A **resolução espectral** se refere às faixas do espectro eletromagnético que o sistema sensor pode apresentar. Os sistemas sensores podem ser específicos para uma só faixa (termal e micro-ondas) ou pode ter vários sensores de várias faixas espectrais, funcionando concomitantemente (no visível e nos infravermelhos próximo e médio). O que os detectores detectam é resultado da interação da radiação eletromagnética de cada faixa com cada parâmetro de campo. Nesse contexto, é preciso saber de antemão de que maneira cada parâmetro limnológico interage com cada faixa espectral. Assim, é preciso escolher o sistema sensor que apresente a melhor interação espectral com o parâmetro que desejamos estudar sem esquecer a resolução espacial do mesmo.

A **resolução radiométrica** é igualmente importante porque é a forma de armazenamento da energia detectada no formato digital. Assim, temos resoluções radiométricas que variam de 6 a 12 bits, sendo 6 bits igual a $2^6 = 64$ níveis de energia e 12 bits igual a $2^{12} = 4096$ níveis de energia. Quando as variações espectrais são bem altas (desmatamento), 6 bits podem ser suficientes mas se as variações forem baixas (concentração de clorofila na água) quanto maior a resolução radiométricas mais precisão se tem. Quando a imagem é de 6 bits os números digitais que compõem cada imagem vão variar de 0 a 63 números digitais, ou seja, 64 níveis de energia. Quando a imagem é de 12 bits os números digitais vão variar de 0 a 4095, ou seja, 4096 níveis de energia.

A **resolução temporal** se refere ao tempo entre uma passagem e outra do sistema sensor por sobre o alvo. Pode variar de 4 a 26 dias ou pode ser programável. Se a variação do seu parâmetro for de horas, os sistemas sensores a bordo de aeronaves ou satélites não servirão exigindo uma coleta no campo das assinaturas espectrais utilizando espectralradiômetros e depois construir cenários considerando a sazonalidade. Assim, a escolha do sistema sensor deve ser muito cuidadosa.

Outra questão de grande importância para a limnologia é o efeito do meio físico e o uso e ocupação na bacia de captação que envolve o lago ou reservatório.

Holdren et al., (2001) organizaram o livro intitulado “*Managing Lakes and Reservoirs*” com nove capítulos que tratam de aspectos de suma importância para lagos e reservatórios em geral. Este livro é a terceira edição de um manual originalmente intitulado “*The Lake and Reservoir Restoration Guidance Manual*”. Segundo os autores, vários parâmetros importantes no manejo de lagos e reservatórios podem ser inferidos por sensoriamento remoto (multi e hiperespectral), facilitando a tomada de decisões.

Soranno et al., (2009 e 2010), identificaram a necessidade de se desenvolver modelos de classificação múltipla, cada um com objetivos específicos. O sistema de classificação proposto leva em conta os fundamentos que este grupo de pesquisadores está chamando de **Limnologia de Paisagem** (*Landscape Limnology*), que considera a complexidade espacial dos ecossistemas de água doce através da paisagem, incluindo processos hierárquicos que operam em escala multiespacial. Na escala multiespacial se destacam parâmetros como o do **meio físico** e o do **uso e ocupação** das bacias de captação, por eles chamadas de eco-regiões.

A análise do **meio físico** pode ser grandemente auxiliada por modelos de elevação do terreno (*DEM – Digital Elevation Model*) obtidos a partir de imagens SAR (*Synthetic Aperture Radar*). A interferometria de cada duas destas imagens resulta em um modelo de altitude que pode ser analisado em ambiente de SIG (Sistemas de Informação Geográfica), gerando limites das bacias e mapas temáticos de altitude e de declividade, por exemplo. Também podem viabilizar a estimativa de escoamento superficial (*runoff*) útil na avaliação dos impactos no corpo d’água, como já mencionado por Jensen (2009). Estes dados podem ser úteis na avaliação da fragilidade ambiental da bacia alimentando modelos de tomada de decisão de vários tipos.

A análise do **uso e ocupação da bacia** pode ser feita através de imagens multiespectrais obtidas por satélite, utilizando métodos estatísticos de classificação temática, seguido de validação de campo (NOVO, 2010). Essas classes podem ganhar peso por tipo de uso e, juntamente com as classes de fragilidade ambiental, gerar a análise do risco potencial sobre o corpo d'água, causado pelo meio físico e pelo seu uso e ocupação.

Todos os autores citados aqui concordam que a inferência de parâmetros através de imagens multiespectrais, requer uma série de cuidados preliminares. Como a fonte de radiação é o Sol, temos que levar em consideração os efeitos atmosféricos que a radiação sofre na sua trajetória antes de chegar ao sistema sensor orbital. Assim, dois procedimentos são absolutamente necessários: correção atmosférica e conversão do número digital em grandeza física (reflectância). No caso de análises sazonais feitas com estas imagens estes procedimentos são absolutamente indispensáveis.

Para estudar o meio físico precisamos definir o que é bacia hidrográfica: A bacia hidrográfica é a área definida topograficamente, drenada por um curso d'água ou um sistema conectado de cursos d'água, de modo que toda a vazão efluente seja descarregada através de uma saída simples. Constitui-se no sistema físico ou área coletora da água da precipitação, que a faz convergir para uma única seção de saída, denominada exutória, foz ou desembocadura (VILLELA; MATTOS, 1975).

Para desenhar a bacia hidrográfica podemos contar hoje com as imagens de altitude, geradas pelas imagens SAR obtidas pela Missão NASA/SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*). Estas imagens foram posteriormente ortoretificadas por especialistas do INPE e da EMBRAPA, e disponibilizadas gratuitamente (<http://www.dpi.inpe.br/topodata/>). As imagens disponíveis neste site têm pixel de cerca de 30 m, e são os modelos de elevação do terreno também conhecidas como DEM. Analisadas em ambiente de SIG, estas imagens podem gerar mapas hipsométricos (classes de altitude) e clinográficos (classes de declividade) úteis para estudos do meio físico como a análise da fragilidade ambiental. Também com estas imagens DEM podem-se quantificar pontos de acumulação de água de chuva, assim como determinar o limite da bacia de captação envolvendo o rio ou o lago de interesse. Estas imagens DEM podem ser geradas a partir de imagens dos sistemas passivos (visível e infravermelho próximo), mas têm um custo alto.

O fundamento do sensoriamento remoto é que cada material ou alvo apresenta um comportamento espectral distinto o que permite sua identificação numa imagem multiespectral. Para tanto, é fundamental conhecer o comportamento espectral do material ou alvo de interesse e isso é obtido com espectroradiometria de campo e/ou laboratório.

Para melhor identificar as infestações por macrófitas em lagos artificiais urbanos, Aparicio (2007) estudou o comportamento espectral das espécies mais comuns da região Metropolitana de São Paulo. Esta informação serve de guia como faixas espectrais simuladas úteis em interpretações futuras utilizando imagens de satélite multiespectrais do óptico (visível e infravermelho próximo). Mais detalhes sobre este trabalho pode ser encontrado em outro capítulo deste livro.

2 ESTUDOS DE CASO

Para auxiliar a identificação de cenários sazonais da composição da água, dois Estudos de Caso serão aqui detalhados: 2.1 Ensaio radiométrico para simulação do comportamento espectral da concentração de pigmentos, utilizando espectroradiômetro de laboratório; e 2.2 Variação espectral do estado trófico de reservatórios artificiais no tempo e no espaço. Ambos os estudos, segundo Mantelli (2012).

2.1 ENSAIO RADIOMÉTRICO PARA SIMULAÇÃO DO COMPORTAMENTO ESPECTRAL DA CONCENTRAÇÃO DE PIGMENTOS, UTILIZANDO ESPECTRORADIÔMETRO DE LABORATÓRIO

O objetivo deste trabalho foi gerar subsídios para a estimativa de biomassa fitoplanctônica com base em dados espectrais, obtidos em laboratório e compará-lo com modelos baseados em

radiometria de campo e dados obtidos por sensoriamento remoto óptico orbital, em especial pelo sensor *Landsat 5 Thematic Mapper* (TM), *SPOT 1, 2 e 3* (HRV) e *Envisat Medium Resolution Imaging Spectrometer* (MERIS).

A realização da simulação espectral em campo já foi amplamente discutida por Milton (1987), em diversos aspectos. Contudo, muitas das recomendações feitas por esse autor não se aplicam aos estudos realizados em laboratório. Dessa maneira, ainda não existem metodologias padronizadas e, previamente à realização do ensaio radiométrico, uma série de medições foram efetuadas, a fim de determinar a melhor configuração dos equipamentos a serem utilizados, dentre elas:

- ✓ Recipiente para as amostras – Acrílico ou vidro, de diferentes medidas;
- ✓ Tipo de substrato – Superfície lambertiana ou corpo negro;
- ✓ Potência das lâmpadas e tipo de luminária – 500W, 1000W;
- ✓ Configuração geométrica de fibra e fonte de iluminação;
- ✓ Placa de referência – Teflon ou placa de referência Kodak;

A configuração definitiva, depois de diversos testes, foi a seguinte:

- ✓ Tina de vidro com 200 mm de diâmetro por 300 mm de altura;
- ✓ Substrato – corpo negro;
- ✓ Luminária profissional de estúdio;
- ✓ Lâmpada halógena de 1000 Watts, 60° de elevação e distanciamento de 1 metro da amostra;
- ✓ Fibra óptica
- ✓ Placa de referência Kodak.

Seguindo as recomendações de Milton (1987), também foi utilizado o Fator de Reflectância Bidirecional, que será tratado neste trabalho apenas como reflectância.

As assinaturas espectrais foram tomadas utilizando-se o espectroradiômetro *Ocean Optics*®, modelo USB4000, posicionada a uma altura de 43 cm das amostras uma vez que, nessa configuração, a abertura de 24,3° da fibra óptica fornece uma área de visada de aproximadamente 283,5 cm², correspondente ao diâmetro da tina de vidro utilizada no experimento. A Figura 3, a seguir, ilustra detalhadamente a montagem do experimento no laboratório de radiometria.

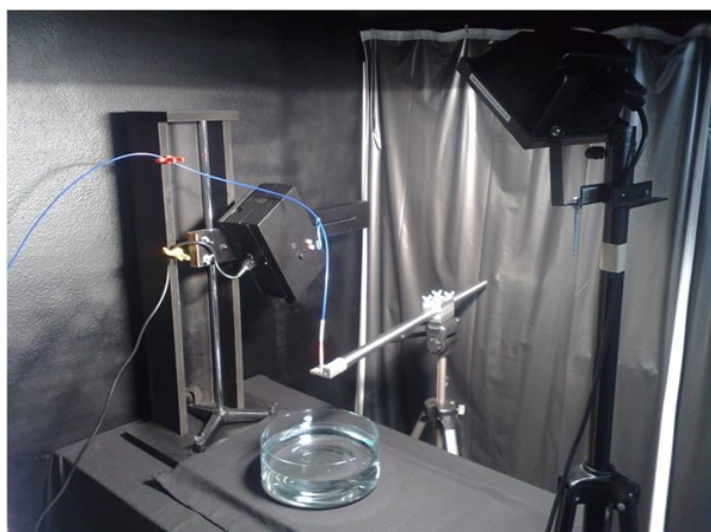


Figura 3: Montagem dos equipamentos no Laboratório de Radiometria do LEPaC – IB/USP (<http://ecologia.ib.usp.br/lepac/>).

Em seguida, os valores de reflectância obtidos em laboratório foram ajustados de acordo com as bandas dos sensores MERIS, TM e HRV. Esse procedimento permite a criação de diferentes modelos, adaptados para cada plataforma. Os intervalos das bandas utilizadas para os sensores acima referidos foram apresentados na Tabela 1.

A amostra utilizada possuía alta concentração de fitoplâncton, verificada inicialmente pela coloração verde acentuada do material coletado. Essa foi uma característica fundamental para o método utilizado já que, a cada assinatura espectral adquirida, um volume conhecido de amostra (entre 100 mL e 500 mL) era retirado, completava-se o recipiente com água destilada até a marca de 5 L e uma nova aquisição era efetuada.

Dessa maneira, ao final do ensaio foram obtidas 21 assinaturas espectrais relacionadas à diferentes concentrações de fitoplâncton. Os dados numéricos foram salvos para processamento posterior e o valor de biomassa estimado para cada alíquota extraída da amostra.

Essa estimativa foi feita com base na medida de Clorofila *a*, determinada por espectrofotometria, segundo método descrito por Jeffrey e Humphrey (1975). Além da medida de Clorofila *a* (Cl-A), para aproveitar o experimento, também se considerou útil o cálculo da Clorofila *b* (Cl-B) e *c* (Cl-C), Feofitina (Feo-A) e Catorenóides (Carot), estudados em outros trabalhos.

O primeiro passo das análises estatísticas foi verificar a normalidade dos dados de Cl-A. Esse procedimento foi feito através do teste de Shapiro-Wilk (N amostral menor que 30), com 95% de significância. Em seguida, os valores de reflectância obtidos em laboratório foram ajustados de acordo com as bandas dos sensores MERIS, TM e HRV. Esse procedimento permite a criação de diferentes modelos, adaptados para cada plataforma. Os intervalos das bandas utilizadas para os sensores acima referidos foram apresentados na Tabela 1.

A modelagem foi realizada de forma individual para cada sensor estudado. Foram testados ajustes lineares e quadráticos, univariados e multivariados. Cabe mencionar que os valores de reflectância foram utilizados como variáveis independentes e o valor de Cl-A é a variável dependente nos modelos produzidos.

Tabela 1: Descrição dos sensores considerados na simulação

Sensor	Banda	Intervalo Espectral (nm)	Resolução Espacial	Resolução Radiométrica
TM	TM1	450 – 520	30m	8 bits
TM	TM2	520 – 600		
TM	TM3	630 – 690		
TM	TM4	760 – 900		
MERIS	Band 1	407,5 – 417,5	300m	8 bits
MERIS	Band 2	437,5 – 447,5		
MERIS	Band 3	485 – 495		
MERIS	Band 4	505 – 515		
MERIS	Band 5	550 – 565		
MERIS	Band 6	615 – 625		
MERIS	Band 7	660 – 670		
MERIS	Band 8	677,5 – 685		
MERIS	Band 9	700 – 710		
MERIS	Band 10	750 – 757,5		
MERIS	Band 11	758,75 – 776,25		
MERIS	Band 12	767,5 – 782,5		
MERIS	Band 13	855 – 875		
MERIS	Band 14	885 – 895		
MERIS	Band 15	895 – 905		
HRV	XS1	500 – 590	20m	8 bits
HRV	XS2	610 – 680		
HRV	XS3	780 – 890		

TM – Landsat 5 Thematic Mapper; MERIS – Envisat (MEdium Resolution Imaging Spectrometer); HRV – SPOT 1, 2 e 3 High Resolution Visible; Fontes: NASA (2012); ESA Earthnet Online (2012b); ESA Earthnet Online (2012a).

Os ensaios radiométricos realizados em laboratório resultaram em 21 diluições. A resposta espectral entre 400 nm e 900 nm de cada uma das diluições pode ser observada na Figura 4. As curvas de menor reflectância representam as primeiras medições realizadas, ou seja, com alta concentração de pigmentos. As curvas mais elevadas no gráfico representam concentrações

menores de pigmentos após cada uma das diluições efetuadas. Nesta figura também pode ser observado o ruído relacionado ao radiômetro utilizado neste estudo. As faixas espectrais extremas apresentam valores distorcidos, que não correspondem a uma resposta espectral fidedigna e, desta maneira, a construção de modelos baseados nas bandas B2, TM4 e XS3 pode estar enviesada.

A Tabela 2 apresenta as concentrações dos pigmentos amostradas e a Tabela 3 apresenta os valores de reflectância de cada amostra nas faixas espectrais das bandas dos sensores em estudo. Notar que, tanto valores de concentração de pigmentos como valores de reflectância variaram de acordo com cada diluição efetuada.

Estes resultados servem de base na escolha do sistema sensor mais apropriado para cada situação, auxiliando assim futuras tomadas de decisão. Quanto mais estudos de base forem feitos maior será a certeza do tomador de decisão, com relação a concentração de pigmentos, inferidos por satélite.

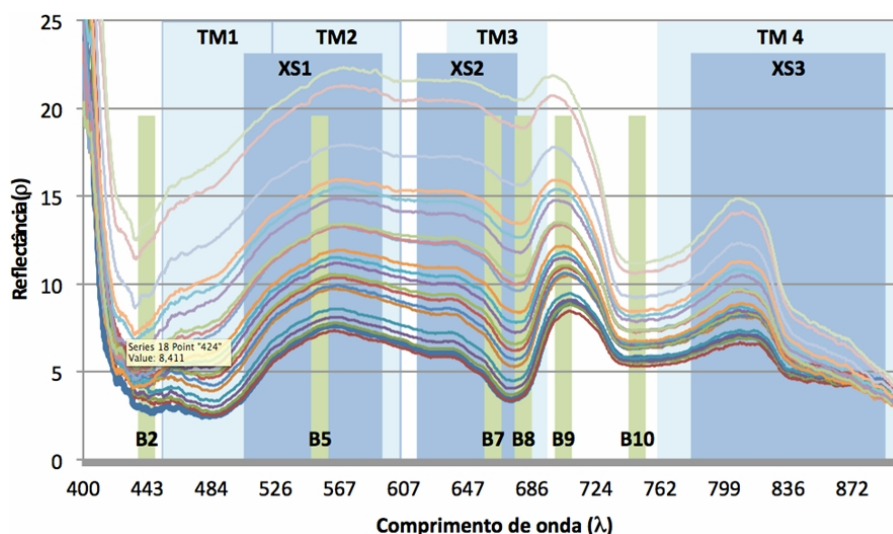


Figura 4: Espectros de reflectância obtidos em laboratório referente a 21 diluições de amostra de água saturada por fitoplâncton. Notar intervalo espectral dos sensores TM1, TM2, TM3 e TM4 da plataforma Landsat 5, sensores XS1, XS2 e XS3 das plataforma SPOT e sensores B2, B5, B7, B8, B9 e B10 da plataforma MERIS.

Tabela 2: Quantificação de pigmentos para as 21 diluições efetuadas em ensaio radiométrico com base em amostra de água saturada por fitoplâncton

Amostra	Concentração de Pigmentos (µg/L)				
	Cl-A	Cl-B	Cl-C	Feo-A	Carot
X1	116,08	105,25	11,89	267,00	53,20
X2	121,53	108,32	13,68	225,62	53,60
X3	115,20	101,59	13,58	167,14	50,00
X4	120,18	110,70	15,54	182,90	52,40
X5	107,71	95,94	8,74	157,80	43,20
X6	93,35	81,99	11,62	175,15	40,00
X7	80,56	70,91	8,20	150,05	36,00
X8	95,56	82,74	12,98	70,89	41,80
X9	77,91	68,32	7,69	72,76	34,40
X10	66,10	58,36	10,58	90,96	29,87
X11	62,23	54,57	8,56	85,62	27,20
X12	48,36	42,72	5,00	70,13	21,07
X13	45,40	41,19	8,10	66,66	20,93
X14	47,82	40,84	6,68	47,93	21,40
X15	41,64	36,29	3,94	34,24	18,70
X16	41,05	36,42	5,25	26,50	18,90
X17	33,03	29,60	4,55	28,17	15,20
X18	30,55	26,50	2,65	30,17	13,84
X19	25,22	21,65	2,45	14,31	11,04
X20	11,88	11,20	2,72	12,55	4,32
X21	15,09	13,83	3,98	15,81	7,52

Cl-A, B e C: Clorofilas a, b e c; Feo-A: Feofitina a; e Carot: Carotenóides.

Tabela 3: Distribuição dos valores de reflectância de cada diluição de acordo com o intervalo espectral dos sensores TM, MERIS e HRV

Amostra	Reflectâncias											
	TM1	TM2	TM3	TM4	XS2	XS3	B2	B5	B7	B8	B9	B10
X1	3,14	6,98	4,73	5,35	5,14	5,41	2,83	2,60	4,08	7,60	6,12	3,80
X2	3,24	6,70	4,62	5,10	5,01	5,16	3,37	2,61	4,07	7,28	5,93	3,77
X3	3,47	7,14	5,04	5,29	5,44	5,37	3,55	2,83	4,38	7,71	6,38	4,15
X4	3,78	7,51	5,42	5,43	5,83	5,51	3,69	3,13	4,76	8,06	6,79	4,54
X5	4,15	7,96	5,90	5,61	6,32	5,70	4,01	3,48	5,19	8,51	7,27	5,03
X6	4,84	9,09	6,85	6,12	7,32	6,21	4,36	4,12	6,10	9,68	8,37	5,94
X7	5,14	9,28	7,21	6,20	7,66	6,30	4,66	4,41	6,38	9,84	8,64	6,36
X8	5,54	9,74	7,74	6,23	8,19	6,33	4,86	4,87	6,86	10,30	9,17	6,90
X9	5,64	9,93	8,08	6,08	8,51	6,17	4,47	5,09	7,10	10,48	9,43	7,27
X10	6,04	10,54	8,71	6,06	9,14	6,15	4,37	5,57	7,68	11,10	10,06	7,91
X11	6,35	10,88	9,21	6,09	9,62	6,18	4,46	5,97	8,08	11,43	10,50	8,45
X12	6,68	11,29	9,74	6,10	10,14	6,18	4,32	6,37	8,50	11,82	10,95	9,04
X13	7,70	12,62	11,04	6,57	11,45	6,67	4,92	7,44	9,70	13,17	12,31	10,33
X14	7,98	12,63	11,27	6,51	11,63	6,61	5,31	7,74	9,88	13,16	12,37	10,63
X15	8,28	12,80	11,64	6,56	11,97	6,67	5,50	8,10	10,13	13,30	12,66	11,08
X16	9,50	14,23	13,00	7,03	13,34	7,14	6,40	9,36	11,50	14,76	14,03	12,42
X17	10,26	14,83	13,76	7,32	14,07	7,43	7,27	10,09	12,16	15,35	14,70	13,22
X18	10,77	15,29	14,45	7,60	14,72	7,72	7,71	10,66	12,60	15,82	15,28	13,97
X19	12,78	17,25	16,51	8,25	16,75	8,38	9,39	12,77	14,65	17,77	17,23	16,09
X20	15,90	20,56	19,74	9,41	19,99	9,56	12,25	15,89	17,87	21,13	20,46	19,35
X21	17,10	21,55	21,08	9,90	21,25	10,05	13,46	17,23	18,96	22,09	21,60	20,78

2.1.1 CONCLUSÃO E COMENTÁRIOS GERAIS

As concentrações dos pigmentos encontradas em laboratório estão correlacionadas com as assinaturas espectrais nas faixas dos três sistemas sensores examinados neste Estudo de Caso. Estes resultados pode também auxiliar na simulação da assinatura espectral que será registrada por sensores multiespectrais e hiperespectrais. Para aumentar a precisão, um número maior de experimentos de laboratório precisará ser realizado de modo a incluir mais variáveis de campo capazes de alterar a assinatura espectral (turbidez, particulados minerais em suspensão, substâncias húmicas, somente para citar algumas).

Lembrar que os satélites registram a reflectância dos pigmentos totais, ou seja, Clorofila *a* + Feofitina *a*. Em outras palavras, não dá para separar as duas assinaturas porque espectralmente elas são iguais, o que impede de se utilizar estes dados para prever diretamente a produtividade primária. Nos trópicos isso é ainda mais marcante uma vez que a quantidade de feofitina alóctone pode ser muito maior que a feofitina autóctone.

Outro aspecto importante é a resolução espectral onde, quanto mais estreita for a faixa, mais precisa será a estimativa. Faixas largas apresentam altos desvios padrão na média da reflectância registrada para cada *pixel*. Quanto ao sistema sensor MERIS (contém faixas bem estreitas), hoje ele está desligado, mas, já está programado o lançamento de seu similar pertencente à família SENTINEL, também da Envisat.

2.2 VARIAÇÃO ESPECTRAL DO ESTADO TRÓFICO DE RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS NO TEMPO E NO ESPAÇO

Foram utilizadas neste trabalho uma série de 10 imagens LANDSAT 5, sensor *Thematic Mapper* (TM), faixas do azul, verde, vermelho e infravermelho próximo, disponíveis entre 2003 e 2010. O critério para seleção de imagens foi o de atmosfera livre de nuvens e interferências perceptíveis visualmente, através do catálogo de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) Além disso, para garantir a padronização dos valores de níveis de cinza, foi assegurado que todas as bandas foram pré-processados de acordo com a mesma versão do aplicativo utilizado pelo Departamento de Geração de Imagens do INPE (DGI-INPE). As datas selecionadas

são: 20/07/2003; 21/08/2003; 08/09/2004; 14/09/2006; 16/08/2007; 17/07/2008; 18/08/2008; 18/04/2010; 04/05/2010; e 24/08/2010.

A utilização de parâmetros físicos provenientes de imagens de satélite depende de uma série de correções e transformações, como por exemplo, a conversão dos níveis digitais para valores de reflectância aparente e a correção desta para reflectância de superfície. Essa é uma exigência, sobretudo quando se utiliza dados LANDSAT TM, em virtude da idade avançada desta plataforma e, conseqüentemente, degradação da qualidade de captação de sinal pelos sensores.

A primeira correção efetuada foi a geométrica, através do georreferenciamento dos dados na plataforma ArcGIS 9.3, utilizando-se, no mínimo, 25 pontos de controle e garantindo um Root Mean Square (RMS) de 0,5. A correção radiométrica foi realizada de acordo com o modelo *Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum* (6S), desenvolvido por Vermonte et al. (1997). Adicionalmente, os dados já georreferenciados também foram processados de acordo com o modelo *Dark-Object Subtraction* (DOS), desenvolvido por (CHAVEZ, 1988). Para os dois modelos foram utilizados os valores de radiância mínima e máxima de cada banda, além da irradiância solar exoatmosférica (ESUN) calibrados para imagens TM, obtidas a partir de 1992 (CHANDER et al., 2009). A correção através do modelo DOS foi automatizada com o uso da linguagem *IDRISI Macro Language* (IML), disponível no IDRISI Selva, versão 17.

Para verificar os resultados do processo de correção atmosférica nas imagens foram selecionados pontos de amostragem aleatórios, a fim de compará-las com imagens brutas, sem correção radiométrica. Para isso foi utilizado o Teste F e t.

Resultados estatísticos para Teste F e Teste t aplicados para amostras de reflectância em imagens sem (A) e com (B) correção atmosférica. $\alpha = 0,05$ (Tabela 4).

Tabela 4: Resultados estatísticos para Teste F e Teste t aplicados para amostras de reflectância em imagens sem (A) e com (B) correção atmosférica. $\alpha = 0,05$

	Azul (TM1)	Verde (TM2)	Vermelho (TM3)	Infravermelho próximo (TM4)
Teste F	p-value < 0,05	p-value < 0,05	p-value < 0,05	p-value < 0,05
Teste t	p-value < 0,05	p-value < 0,05	p-value < 0,05	p-value = 0,77

2.2.1 APLICAÇÃO DOS MODELOS PARA ESTIMATIVA DE CLOROFILA *a*

Os dados de reflectância de superfície provenientes das imagens corrigidas foram transformados em concentrações de Clorofila *a* ou Cl-A, com base nas equações para o sensor TM (equação de Bilge et al., 2003), gerando uma imagem Cl-A que consiste na seguinte equação:

$$\text{Cl-A} = 44,2 - 1,17 \times \text{TM1} - 0,88 \times \text{TM2} + 1,49 \times \text{TM3} + 4,08 \times \text{TM4}$$

A Figura 5 corresponde ao processamento de uma imagem de 24/08/2010, utilizando a equação acima, com a qual foi possível estimar valores de Cl-A até 70µg/L (Tabela 5), compatíveis com o relatório de qualidade de água da região na mesma data (CETESB, 2011 e 2012).

Através da imagem, é possível notar regiões onde a concentração de Cl-A, é mais acentuada próximo às margens dos braços Taquacetuba e Corpo Central. O Braço do Rio Grande, como esperado, apresentou uma menor concentração pigmento na data analisada. Essa é um dado importante uma vez que ilustra a sensibilidade do modelo escolhido.

Ainda, com relação à Bacia da Represa Guarapiranga, nota-se que a variação do pigmento em análise é menos heterogênea na data analisada. As regiões menos afetadas são as porções Norte e Leste do reservatório. As áreas mais afetadas são as regiões Sudoeste e Sul (Parelheiros).

2.2.2 IMAGEM IETM COM BASE NA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA *a*

Em seguida, a imagem Cl-A é usada para gerar a imagem IETM (LAMPARELLI, 2004) clorofila, através da seguinte equação:

$$IETM (CI-A) = 10 \times \{6 - [0,92 - 0,34 \times (\ln CI-A / \ln 2)]\}$$

Para delimitar os níveis de eutrofização a autora propôs a seguinte classificação para reservatórios (Tabela 6).

A qualidade da imagem IETM depende exclusivamente da qualidade da imagem CI-A. Como comentado anteriormente, através do modelo escolhido foi possível gerar um produto bastante fidedigno com a variação conhecida para o pigmento estudado neste trabalho.

Nota-se na Figura 6 que os menores índices foram encontrados no Braço do Rio Pequeno, Braço do Rio Grande e a Represa Guarapiranga como um todo.

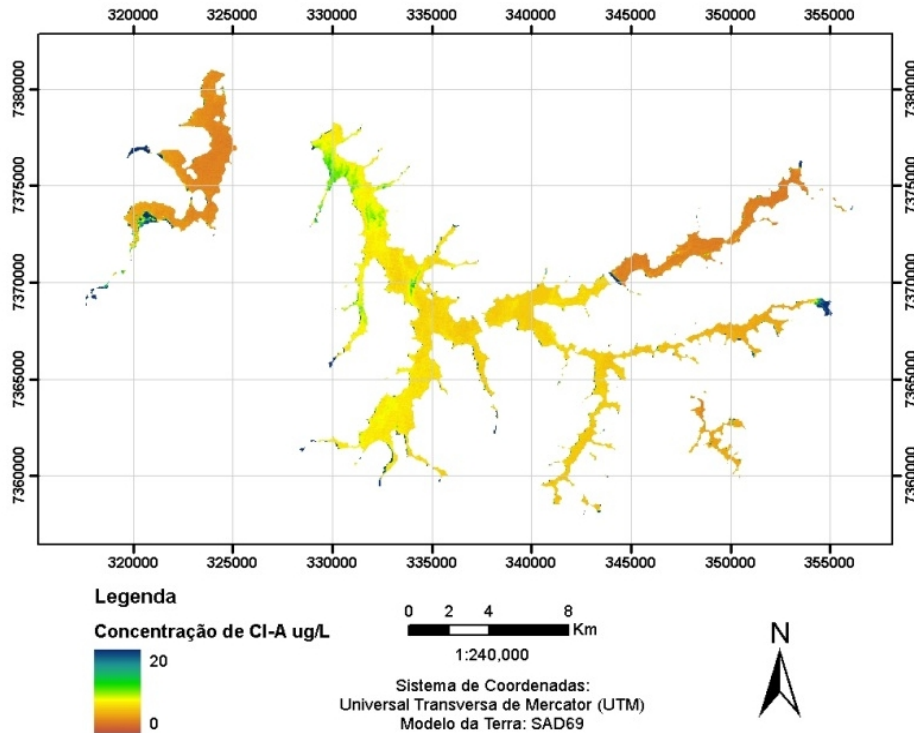


Figura 5: Concentração de clorofila *a* em imagem LANDSAT de 24/08/2010.

Tabela 5: Estatística descritiva das concentrações de Cl-A obtidos em laboratório

Estatística	
Máximo	121,53 µg/L
Mínimo	11,88 µg/L
Média	66,50 µg/L
Desvio Padrão	36,39 µg/L
Variância	1324,10

Tabela 6: Classificação para o IETM de Lamparelli (2004)

Estado Trófico	Faixa de Valores
Ultraoligotrófico	IET < 47
Oligotrófico	47 52
Mesotrófico	52 59
Eutrófico	59 63
Supereutrófico	63 67
Hipereutrófico	IETM > 67

2.2.3 AVALIAÇÃO DO PULSO ECOLÓGICO RELACIONADO AO IETM

Para investigar a dinâmica espaço-temporal do IETM, foi utilizada “Análise por Componentes Principais”, ou *Principal Component Analysis* (PCA), disponível na plataforma *IDRISI Selva*, versão 17, através do módulo *Earth Trends Modeler* (EASTMAN, 1999). Os resultados deste processamento são novas imagens que acumulam a variância do dado de interesse (IETM, no caso) em toda a série temporal. O princípio da PCA é girar cada imagem em busca do eixo de maior dispersão e acumular nas imagens resultantes toda a variância dos dados de origem (série temporal de Cl-A, no caso). A Primeira Componente Principal é aquela que acumulará sempre a maior parte da variância, enquanto as demais componentes explicarão as variâncias restantes, sucessivamente.

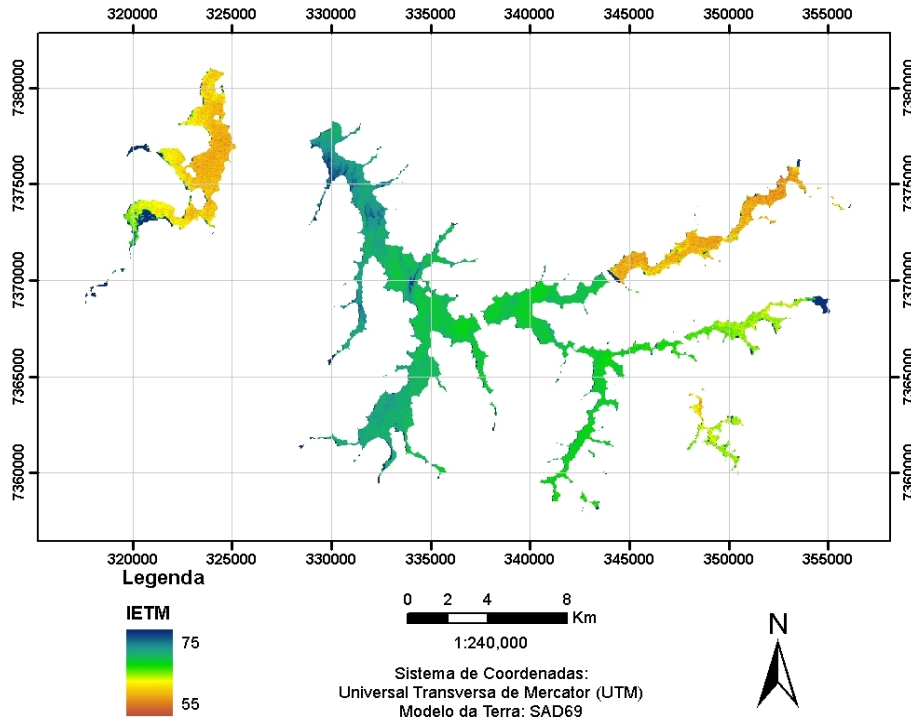


Figura 6: Variação espacial do IETM nos reservatórios das represas Billings e Guarapiranga.

A Figura 7 ilustra a variação da imagem ITEM classificada em 6 diferentes categorias. Notar que, mesmo após a classificação é possível identificar variações nos reservatórios estudados. Ainda, essas variações também são condizentes com os dados apresentados para a região no ano de 2010 (CETESB, 2011).

O pulso ecológico inerente à distribuição espacial da biomassa fitoplanctônica é entendido como regiões onde há uma grande variação na concentração da Cl-A. Essa variação pode ser identificada e avaliada em diferentes escalas temporais, dependendo da disponibilidade de imagens para estudo.

No presente trabalho não foi possível identificar uma tendência sazonal, já que os dados estão distribuídos em uma série de 10 imagens entre os anos de 2003 e 2010. Assim, a Figura 8 ilustra a Primeira Componente Principal oriunda da análise de Fourier e representa a maior variação espectral em toda a série de imagens Cl-A processadas.

A Figura 9 mostra a análise de correlação linear que também representa a variação dos dados espectrais. Neste caso, um valor maior de correlação é um indício de não mudança entre as 10 imagens Cl-A, num período de 8 anos. Notar que as regiões descritas anteriormente e conhecidas historicamente como de melhor qualidade são aquelas que apresentam maiores correlações.

Estas figuras sintetizam o modo como o corpo d'água varia no tempo e no espaço, oferecendo informações cruciais em futuras tomadas de decisão. Quanto mais análises espaço-temporal forem feitas para cada reservatório, maior será a confiança do tomador de decisão.

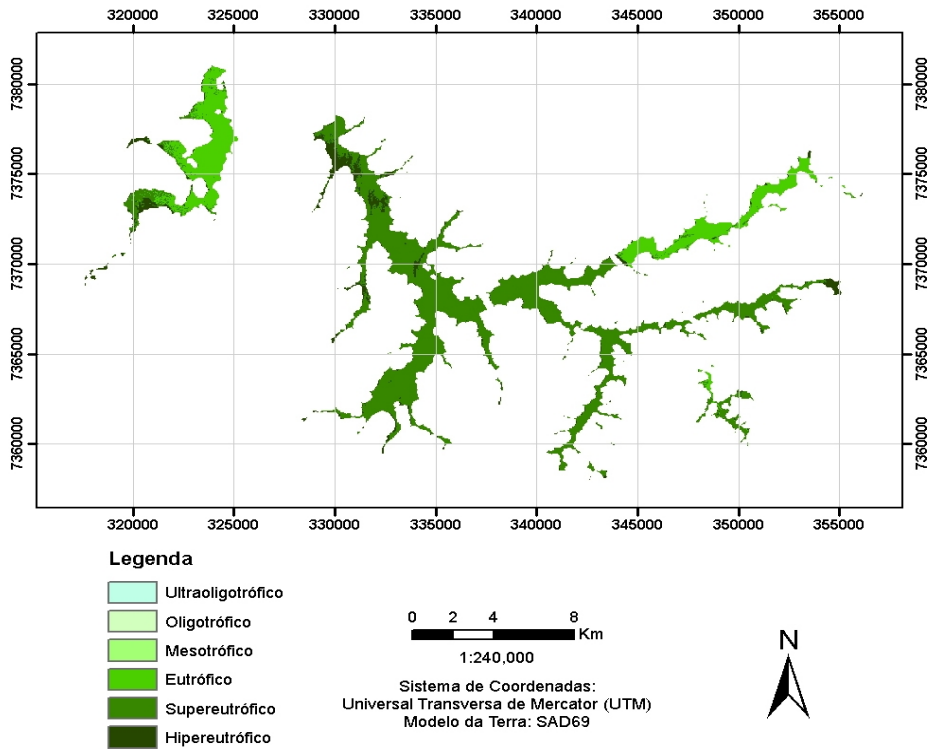


Figura 7: Imagem Índice de Estado Trófico, em 24/08/2010, classificada conforme Lamparelli (2004).

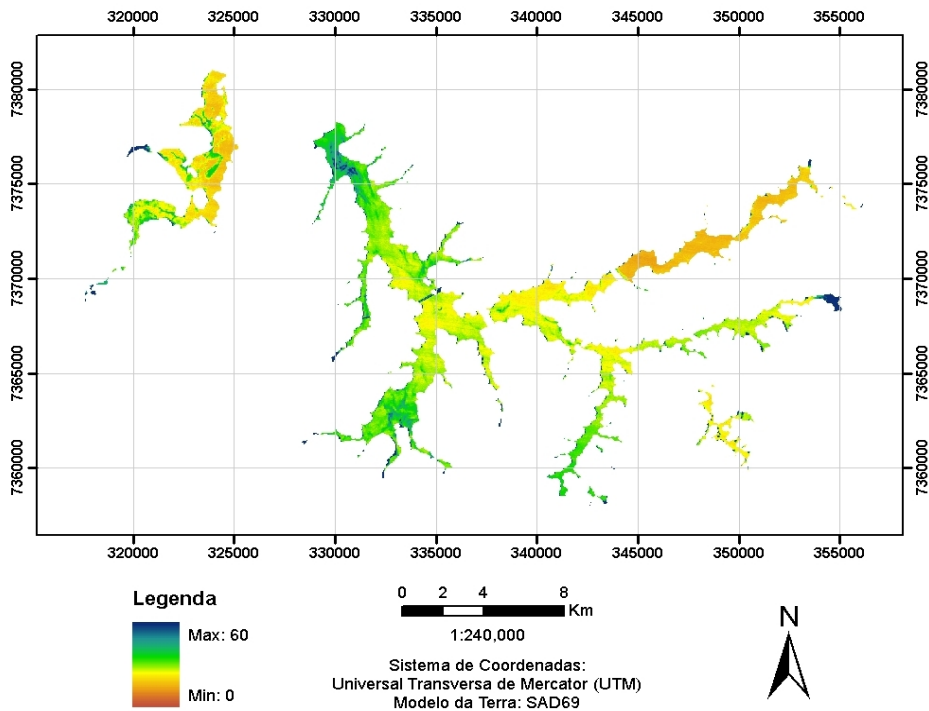


Figura 8: Primeira Componente Principal resultante da análise de Fourier.

2.2.4 CONCLUSÕES E COMENTÁRIOS GERAIS

Ficou patente a eficiência dos métodos de análise espaço-temporal e a existência de estudos suficientes para prever níveis de estado trófico e pulso ecológico utilizando imagens obtidas por sensores remotos a bordo de satélites.

Os produtos resultantes na forma de mapas podem colaborar em todas as tomadas de decisão que envolve parâmetros espaço-temporal. Resta, contudo, uma análise crítica de cada produto

proveniente de satélite disponível no mercado, uma consciência relacionada às possíveis imprecisões, bem como uma consciência daqueles erros passíveis de serem compensados.

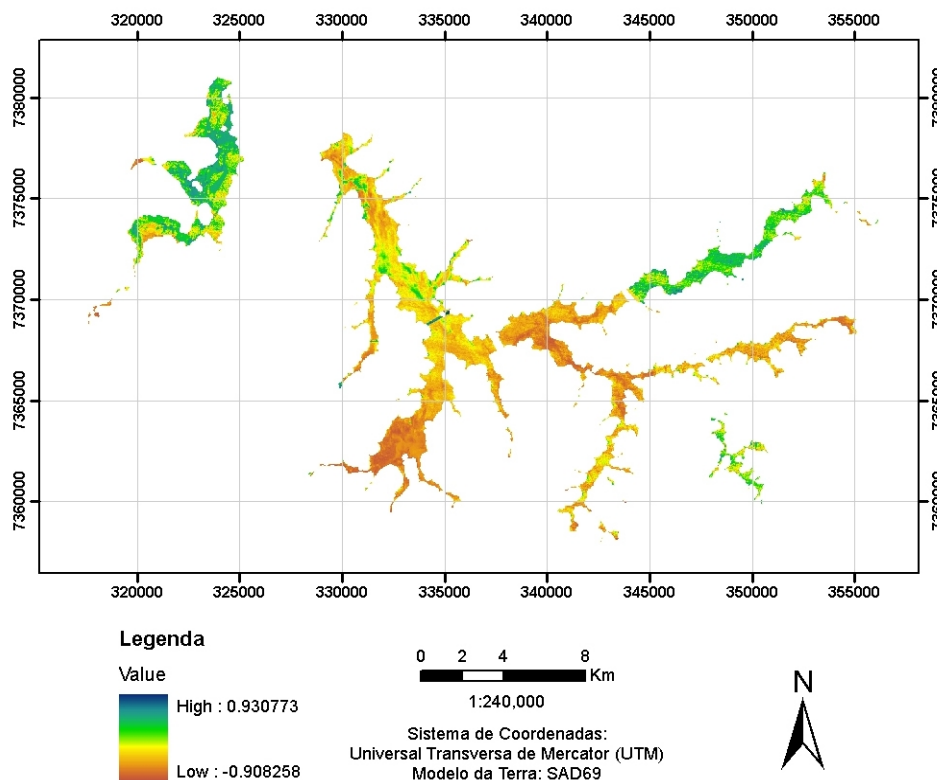


Figura 9: Coeficiente de correlação linear oriundo da análise de Fourier da série temporal utilizada para obter a correlação linear da concentração clorofila.

REFERÊNCIAS

- APARICIO, C. **Análise da resposta espectral de espécies de macrófitas**. 2007. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo. 2007. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-01022008-113333/pt-br.php>>.
- BILGE, F.; YAZICI, B.; DOGEROGLU, T.; AYDAY, C. Statistical evaluation of remotely sensed data for water quality monitoring. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. 24, p. 5317-5326, 2003.
- BITENCOURT-PEREIRA, M. D. **Parâmetros limnológicos passíveis de serem monitorados através de sensores remotos orbitais**. 1992. 111 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1992.
- CHANDER, G.; MARKHAM, B. L.; HELDER, D. L. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, n. 5, p. 893-903, 2009.
- CHAVEZ, P. S. An Improved Dark-Object Subtraction Technique for Atmospheric Scattering Correction of Multispectral Data. **Remote Sensing of Environment**, v. 24, n. 3, p. 459-479, 1988.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo**: 2010. São Paulo: CETESB, 2011. p. 298.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo**: 2011. São Paulo: CETESB, São Paulo, 2012. p. 356.
- EASTMAN, J. R. **IDRISI for Windows User's Guide Version 2.0**: Tutorial Exercises. Worcester: Graduate School of Geography, Clark University, 1999. 192 p.

- FERREIRA, M. S. F.; GALO, M. L. B. T.; ROTTA, L. H. S.; ARAÚJO, R. R.; IMAI, N. N., SAMIZAVA, T. M. Um estudo da distribuição espacial de pigmentos totais na planície de inundação do Alto Rio Paraná a partir de imagens multiespectrais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. **Anais...** Natal: INPE, 2009. p. 5211-5218.
- HOLDREN, C.; JONES, W.; TAGGART, J. (Org.) **Managing Lakes and Reservoirs**. N. Am. Lake Manage. Soc. and Terrene Inst., in Coop. with Off. Water Assess. Watershed Prot. Div. U.S. Environ. Prot. Agency, Madison, WI. 2001. 382 p.
- JEFFREY, S. W.; HUMPHREY, G. F. New Spectrophotometric Equations for Determining Chlorophylls a, B, C1 and C2 in Higher-Plants, Algae and Natural Phytoplankton. **Biochemie Und Physiologie Der Pflanzen**, v. 167, n. 2, p. 191-194, 1975.
- JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do Ambiente: Uma perspectiva de recursos terrestres**. São José dos Campos: Editora Parêntese, 2009. 598 p.
- KIRK, J. T. O. **Light and Photosynthesis in aquatic Ecosystems**. 4. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2011.
- LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, São Paulo, 2004.
- MAESTRIN, A. P. J.; NERI, C. R.; OLIVEIRA, K. T.; SERRA, O. A.; IAMAMOTO, Y. Extração e purificação de Clorofila 'a', da alga *Spirulina maxima*: um experimento para os cursos de química. **Quim. Nova**, v. 32, n. 6, p. 1670-1672, 2009.
- MANTELLI, L. R. **Modelagem espectro espaço temporal visando diminuir a incerteza dos monitoramentos de coleções hídricas impactadas: Complexo Billings - Guarapiranga**. 2012. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012. Disponível em:< <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-21012013-093552/>>.
- MILTON, E. J. Principles of Field Spectroscopy. **International Journal of Remote Sensing**, v. 8, n. 12, p. 1807-1827, 1987.
- NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 4ª.ed. São Paulo: Blucher, 2010. 387 p.
- NOVO, E. M. L. M.; LONDE, L. R.; BARBOSA, C. C. F.; ARAUJO, C. A. S. Aplicação de um índice de estado trófico (IETR TM4/TM3) para monitorar a degradação da água do reservatório da UHE Itatinga. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais**, Foz de Iguaçu: INPE, 2013. p. 6556 - 6563.
- PEREIRA FILHO, W.; CORAZZA, R.; WALCHHOLZ, F.; TRENTIN, A. B.; KRAMMER, G.; BARBOSA, C. C. F. Influência de reservatórios em cascata nos dados de reflectância e de limnologia - Reservatórios de Passo Real e Dona Francisca, Rio Jacuí – RS. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. **Anais**, Natal: INPE, 2009. p. 4813-4819.
- PEREIRA FILHO, W., SANTOS, F.C., CASSOL, A.P.V., DOMINGUES, A.L., PRADO, D.A. Influência de componentes óticamente ativos relacionados a reservatórios em cascata – Rio Jacuí – RS. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais**, Foz de Iguaçu: INPE, 2013. p. 9036 – 9042.
- SORANNO, P. A.; WEBSTER, K. E.; CHERUVELIL, K. S.; BREMIGAN, M. T. The lake landscape-context framework: linking aquatic connections, terrestrial features and human effects at multiple spatial scales. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** vol. 30, Part 5, p. 695–700, 2009.
- SORANNO, P. A.; CHERUVELIL, K. S.; WEBSTER, K. E.; BREMIGAN, M. T.; WAGNER, T.; STOW, C. A. Using Landscape Limnology to Classify Freshwater Ecosystems for Multi-ecosystem Management and Conservation. **BioScience** Vol. 60 No. 6, p. 440-454, 2010.
- VALERIANO, M.D. **Modelo digital de elevação com dados SRTM disponíveis para a América do Sul**. São José dos Campos: INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2004. 72 p. (INPE-10550-RPQ/756).

VERMOTE, E. F.; TANRE, D.; DEUZE, J. L.; HERMAN, M.; MORCRETTE, J. J. Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum, 6S: an overview. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 35, n. 3, p. 675-686, 1997.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia Aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill, 1975.