

unesp  **UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA**

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA / CAMPUS DE PRESIDENTE PRUDENTE

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS CARTOGRÁFICAS

ALEX GARCEZ UTSUMI

**INFERÊNCIA ESPACIAL DE CIANOBACTÉRIAS
A PARTIR DA FLUORESCÊNCIA *IN VIVO* DO PIGMENTO FICOCIANINA**

Presidente Prudente
2012

ALEX GARCEZ UTSUMI

**INFERÊNCIA ESPACIAL DE CIANOBACTÉRIAS
A PARTIR DA FLUORESCÊNCIA *IN VIVO* DO PIGMENTO FICOCIANINA**



Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Cartográficas da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Cartográficas.

Orientadora: Profa. Dra. Maria de Lourdes Bueno Trindade Galo

Co-orientadora: Profa. Dra. Vilma Mayumi Tachibana

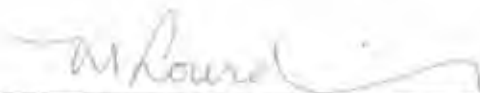
U95i Utsumi, Alex Garcez.
Inferência espacial de cianobactérias a partir da fluorescência *in vivo* do pigmento ficocianina / Alex Garcez Utsumi - Presidente Prudente : [s.n], 2012
110 f.

Orientador: Maria de Lourdes Bueno Trindade Galo
Coorientador: Vilma Mayumi Tachibana
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Tecnologia
Inclui bibliografia

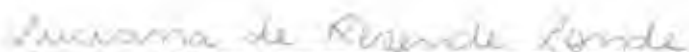
1. Cianobactérias. 2. Ficocianina. 3. Inferência espacial. I. Galo, Maria de Lourdes Bueno Trindade. II. Tachibana, Vilma Mayumi. III. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciências e Tecnologia. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação – Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação- UNESP, Campus de Presidente Prudente.

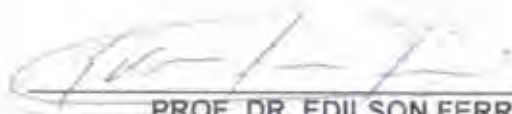
BANCA EXAMINADORA



PROFA. DRA. MARIA DE LOURDES BUENO TRINDADE GALO
ORIENTADORA



PROFA. DRA. LUCIANA DE RESENDE LONDE
(INPE)



PROF. DR. EDILSON FERREIRA FLORES
FCT/UNESP



ALEX GARCEZ UTSUMI

PRESIDENTE PRUDENTE (SP), 26 DE MARÇO DE 2012

RESULTADO: APROVADO

Agradecimentos

Primeiramente agradeço a Deus por me guiar durante toda minha, mostrando sempre os melhores caminhos a serem percorridos em todos os momentos.

Agradeço ao apoio da minha família, que sempre me incentivou em minhas decisões, especialmente ao meu pai Seissiro Utsumi e à minha mãe Lucia Helena Garcez de Souza.

Agradeço à Prof.^a Maria de Lourdes Bueno Trindade Galo pelos ensinamentos passados na orientação da pesquisa, pela atenção prestada em todos os momentos e pela dedicação ao longo desses dois anos.

Agradeço à Prof.^a Vilma Mayumi Tachibana pela co-orientação do projeto, sendo atenciosa e paciente em todos os momentos, e pelo conhecimento passado para contribuir na pesquisa.

Ao Prof. Nilton Nobuhiro Imai, Renata Araújo e Cristina Rizk responsáveis pelo Laboratório de Tecnologia e Informação espacial, pelo suporte oferecido nos momentos em que foram realizados os trabalhos de campo.

Ao Prof. Edivaldo Velini e ao Thiago Henrique (Unesp- FCA) por viabilizarem a utilização do fluorômetro e pelo auxílio prestado em diversos momentos.

Aos amigos Luiz Henrique da Silva Rotta, Rejane Ennes e Monique Sacardo Ferreira, pela ajuda prestada ao longo de toda essa trajetória, pelos trabalhos de campo compartilhados debaixo de um sol escaldante e pelos momentos de alegria.

Agradeço ao pessoal do grupo de pesquisa Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento na análise e Modelagem Ambiental, pela troca de informações sobre o projeto, especialmente ao prof. Nilton Nobuhiro Imai, Fernanda Sayuri e Letícia Sabo.

Aos membros da banca pelas dicas e sugestões apresentadas para a melhoria do trabalho.

À CAPES, pela concessão da bolsa durante dois anos, à qual foi imprescindível para a realização desse trabalho.

À FEPAF pelo auxílio financeiro no projeto desenvolvido no reservatório de Nova Avanhandava.

Agradeço aos amigos do Programa de Pós-Graduação em Ciências Cartográficas pelo convívio diário na sala de permanência, pela troca de informações e pelos momentos de descontração. Aos amigos do prédio Santa Helena, em especial Diego Guita, Felipe Fiatokoski, João Paulo Carvalho e Felipe Smu, pela parceria formada desde a época da graduação e que continua até os dias de hoje.

Agradeço aos amigos da República Calangos, onde morei desde a época de graduação, e que me proporcionaram momentos de debates, descontração, churrascos e piadas sem graça na hora do almoço. Agradeço à Cida, nossa secretária do lar durante todo esse período, não só por organizar a casa, mas também por ouvir e dar conselhos.

“O primeiro passo em direção ao sucesso é o conhecimento.”

(Nicola Tesla)

RESUMO

O florescimento de cianobactérias em lagos e reservatórios é um problema em escala mundial, uma vez que pode degradar a qualidade da água, de modo a inviabilizar seu uso e consumo. Sendo assim, é imprescindível que haja meios para avaliar o nível de qualidade do corpo hídrico, de acordo com seu respectivo uso. A fluorescência dos pigmentos contidos nas cianobactérias é a única técnica disponível sensível o bastante para detectar cianobactérias em níveis naturais sem a necessidade de realização dos procedimentos de concentração e extração. O pigmento acessório ficocianina, presente apenas em cianobactérias, apresenta características específicas de absorção e espalhamento da radiação, tornando-se um indicador desse grupo fitoplanctônico. A presente pesquisa buscou realizar a inferência espacial das cianobactérias em uma área de estudos localizada no reservatório de Nova Avanhandava-SP, a partir de fluorometria de campo do pigmento fitoplanctônico ficocianina. Para espacializar a distribuição das algas azuis em toda a área de estudo foram utilizados diferentes métodos de interpolação: Média Simples, Vizinho Mais Próximo, Média Ponderada e Krigagem Ordinária. Para validar os processos de inferência espacial foi utilizado o Erro Médio Quadrático (EMQ) e para analisar a classificação temática foi usado o Índice de Exatidão Global (IEG). A inferência por Krigagem Ordinária mostrou-se mais adequada pelo fato de apresentar baixo valor do EMQ e pela possibilidade de observar a confiabilidade no processo de inferência, por meio do mapeamento da variância do erro de estimação, mesmo considerando que, independente do método de inferência utilizado, o valor máximo de ficocianina não ultrapassou a concentração de 10 ppb. Esse valor, embora baixo, pode ser considerado como um nível de alerta, uma vez que o reservatório apresenta usos múltiplos, sendo um deles o abastecimento público. Além disso, foram utilizados outros parâmetros para auxiliar na compreensão do ambiente aquático como a concentração de clorofila-a, turbidez, disco de Secchi, temperatura, pH, condutividade e espectrorradiometria de campo. Verificou-se que o sistema aquático apresentava estado de água clara, ou seja, com baixa turbidez. Porém, o ambiente estava em estágio inicial de transição entre águas de estado claro para águas turvas. Isso está associado ao fato de que as medições “in situ” foram feitas no início do verão e por esse motivo as variáveis atuantes no desenvolvimento do fitoplâncton não apresentavam as condições ótimas para que ocorresse o florescimento. Constatou-se, enfim, que uso da fluorescência *in vivo* da ficocianina se mostrou eficiente na detecção de cianobactérias, mesmo em seu estágio inicial, mostrando-se como uma técnica complementar à contagem de células.

Palavras-chave: cianobactérias, ficocianina, inferência espacial, fluorescência *in vivo*

ABSTRACT

Cyanobacterial blooms in lakes and reservoirs are becoming a problem on a worldwide scale, since it can degrade water quality in order to frustrate their use and consumption. It is essential to have means to assess the quality level of the water body, according to its uses. The accessory pigment phycocyanin is present only in cyanobacteria and has specific characteristics of absorption and scattering of radiation light, making it a good indicator of this group of phytoplankton. The fluorescence of the pigments contained in cyanobacteria is the only technique available sensitive enough to detect cyanobacteria at natural levels without the need of carrying out the procedures of extraction and concentration. In this context, this research aims to make the inference of the spatial distribution of cyanobacteria in a study area in Nova Avanhandava reservoir, from field fluorometry of the pigment phycocyanin. To infer the spatial distribution of algae throughout the study area, it was used different interpolation methods: Simple Average, Nearest Neighbor, Weighted Average and Ordinary Kriging. Mean Square Error (MSE) was used to validate the spatial inference and the Index of Global Accuracy (IGA) to analyze thematic classification. The inference by Ordinary Kriging was more suitable because of its low value of MSE, and the possibility of observing the reliability of the inference process, by mapping the variance of the estimation error. On the other hand, was observed that the maximum value of phycocyanin concentration did not exceed 10 ppb, regardless of the method of inference adopted. This value, although low, can be considered as an alert level, since the reservoir has multiple uses, mainly as water supply. Furthermore, other parameters were used to aid understanding the aquatic system, as the concentration of chlorophyll-a, turbidity, Secchi disk, temperature, pH, conductivity and field spectroradiometry. It was noted that water system had been clear water, with low turbidity. However, the environment was in early stages of transition from clear water to turbid waters. The reason is because the period of field campaign was performed in the early period of summer, so the active variables in the development of phytoplankton did not have optimal conditions to occur bloom. It was found, finally, that the use of *in vivo* fluorescence of phycocyanin was effective in aiding the detection of cyanobacteria, even in its initial stage, showing itself as a complementary technique to count cells.

Keywords: cyanobacteria, phycocyanin, spatial inference, fluorescence *in vivo*

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Estrutura das ficobilinas	17
Figura 2- Gêneros de cianobactérias frequentemente encontrados em águas continentais.....	20
Figura 3-Absorção e espalhamento da luz em água pura.....	26
Figura 4-Espectros de absorbância das clorofilas <i>a</i> , <i>b</i> e <i>c</i>	27
Figura 5- Comportamento espectral da água pura (clara) e da água contendo algas.....	28
Figura 7- Comportamento espectral da água contendo apenas cl <i>a</i> (verde) e outra com cl <i>a</i> e ficocianina	29
Figura 9-Curva de absorção de matéria orgânica obtidas em diferentes ambientes	31
Figura 11-Reflectância da planta aquática <i>Ceratophyllum demersum</i> em diferentes profundidades: (a) na água pura; (b) na água com presença do fitoplâncton.....	34
Figura 12- Diagrama de Perrin-Jablónski	35
Figura 13- Interpolador por Média ponderada por quadrante utilizando-se 1 elemento amostral por quadrante em (a) e 2 elementos amostrais por quadrante em (b)	44
Figura 14- Principais componentes da variação espacial. (a) Variação abrupta e (b) Tendência constante.....	46
Figura 16- Parâmetros para obtenção de valores do semivariograma a partir de rede irregular	50
Figura 18- Anisotropia geométrica	52
Figura 19- Diagrama de rosa	52
Figura 20- Anisotropia zonal.....	53
Figura 21- Anisotropia Combinada	54
Figura 22-Modelos teóricos de semivariogramas.....	54
Figura 23-Fluxograma do desenvolvimento metodológico.....	62
Figura 24-Área de estudo: trecho do reservatório de Nova Avanhandava- SP.....	64
Figura 25-Imagens Landsat do reservatório em diferentes épocas do ano	65
Figura 26- (a) Aparência do fitoplâncton na zona pelágica; (b) concentração do fitoplâncton na margem do reservatório.....	67
Figura 27- Curva espectral com características de florescimento de cianobactérias na área de estudo	68
Figura 28-Delineamento amostral dos dados espectrais	69
Figura 29-Amostragem dos dados fluorométricos.....	70
Figura 30-Distribuição espacial das amostras de ficocianina para modelagem (a) e para validação(b)	73
Figura 31- Estado da água na área de estudo	77
Figura 32- Florescimento do fitoplâncton aderido às plantas aquáticas	78
Figura 33- Curva espectral característica do primeiro grupo	79
Figura 34- Curva espectral característica do segundo grupo.....	79
Figura 35- Curva espectral característica do terceiro grupo.....	80
Figura 36- Curva de calibração dos dados de clorofila- <i>a</i>	81
Figura 37- Histograma da variável concentração de clorofila- <i>a</i>	82
Figura 38- Gráfico da probabilidade normal da variável concentração de clorofila- <i>a</i>	82
Figura 39- Variograma omnidirecional da variável clorofila- <i>a</i>	83
Figura 40- Variograma da clorofila- <i>a</i> para a direção 0°.....	83
Figura 41- Variograma da clorofila- <i>a</i> para a direção 45°.....	83
Figura 42- Variograma da clorofila- <i>a</i> para a direção 90°.....	84
Figura 43- Variograma da clorofila- <i>a</i> para a direção 135°.....	84
Figura 44- Variograma Cruzado dos dados de clorofila- <i>a</i>	85
Figura 45- Krigagem ordinária da concentração de clorofila- <i>a</i>	85
Figura 46- Inferência espacial da clorofila- <i>a</i> utilizando todo o conjunto amostral.....	86

Figura 47- Mapa de Variância da Clorofila- <i>a</i>	87
Figura 48- Fatiamento em classes da interpolação da clorofila- <i>a</i> por Krigagem ordinária	87
Figura 49-Gráfico de Probabilidade Normal dos dados de ficocianina	89
Figura 50-Histograma dos dados de ficocianina	89
Figura 51- Mapa variográfico para a variável ficocianina	90
Figura 52-Variograma omnidirecional para variável ficocianina.....	90
Figura 53-Variograma da ficocianina para direção 0°	91
Figura 54- Variograma da ficocianina para direção 45°	91
Figura 55- Variograma da ficocianina para direção 90°	91
Figura 56- Variograma da ficocianina para direção 135°.....	92
Figura 57-Diagrama de Rosa para os dados de ficocianina	92
Figura 58- Modelagem da anisotropia dos dados de ficocianina	93
Figura 59- Interpolação da concentração de ficocianina por Krigagem Ordinária	94
Figura 60- Inferência espacial da ficocianina por Krigagem Ordinária utilizando todo o conjunto amostral	94
Figura 61- Mapa de variância da variável ficocianina	95
Figura 62-Classificação da interpolação por Krigagem ordinária da ficocianina	96
Figura 63-Classificação da interpolação pelo método do Vizinho Mais Próximo	96
Figura 64- Classificação da interpolação pelo método Média Simples	97
Figura 65- Classificação da interpolação pelo método da Média Ponderada.....	97
Figura 66- Comparação entre os valores estimados e os valores reais entre os diferentes processos de inferência espacial da ficocianina	98

LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Parâmetros físico-químicos da água no Reservatório de Nova Avanhandava	67
Quadro 2- Delineamento amostral dos dados do 1° dia (a) e do 2° dia (b)	69
Quadro 3- Identificação de espécies fitoplanctônicas	71
Quadro 4- Valores dos parâmetros limnológicos	76
Quadro 5- Estatísticas descritivas da concentração de clorofila- <i>a</i>	81
Quadro 7- Validação dos dados de ficocianina obtidos por diferentes interpoladores	98

SUMÁRIO

1.INTRODUÇÃO	11
1.1 JUSTIFICATIVA	13
1.2 OBJETIVOS	14
1.3 ESTRUTURA DO TRABALHO	14
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	16
2.1 FITOPLÂNCTON E CIANOBACTÉRIAS	16
2.2 CIANOTOXINAS	19
2.3 FATORES CONTROLADORES E LIMITANTES	22
2.4 SENSORIAMENTO REMOTO DA ÁGUA	25
2.5 INFLUÊNCIA DA VEGETAÇÃO AQUÁTICA SUBMERSA NO DESENVOLVIMENTO FITOPLANCTÔNICO	32
2.6 FLUOROMETRIA	34
2.7 DETECÇÃO DE FICOCIANINA POR SENSORIAMENTO REMOTO	36
2.7.1 <i>SENSORES ORBITAIS E AÉREOS</i>	36
2.7.2 <i>ESPECTRORRADIÔMETROS DE CAMPO</i>	38
2.7.3 <i>FLUORÔMETROS DE CAMPO</i>	39
2.8 MODELO NUMÉRICO DO TERRENO	42
2.9 GEOESTATÍSTICA	44
2.9.1 <i>A FUNÇÃO ALEATÓRIA</i>	47
2.9.2 <i>HIPÓTESES RESTRITIVAS</i>	48
2.9.3 <i>PARÂMETROS DO SEMIVARIOGRAMA</i>	49
2.9.4 <i>CÁLCULO DO SEMIVARIOGRAMA A PARTIR DE AMOSTRAS IRREGULARMENTE ESPAÇADAS</i>	50
2.9.5 <i>ANISOTROPIA</i>	51
2.9.6 <i>MODELOS TEÓRICOS DE SEMIVARIOGRAMAS</i>	54
2.9.7 <i>KRIGAGEM</i>	56
3. MATERIAL E MÉTODO	59
3.1 MATERIAL	59
3.2 DESENVOLVIMENTO METODOLÓGICO	61
3.2.1 <i>DEFINIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDOS</i>	63
3.2.2 <i>LEVANTAMENTOS EXPLORATÓRIOS</i>	64
3.2.3 <i>DELINEAMENTO AMOSTRAL</i>	68
3.2.4 <i>REALIZAÇÃO DA CAMPANHA DE CAMPO</i>	70
3.2.5 <i>CALIBRAÇÃO DOS DADOS</i>	72
3.2.6 <i>PROCESSAMENTO DOS DADOS</i>	72
3.2.7 <i>ANÁLISE DOS RESULTADOS</i>	74
4.RESULTADOS	76
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE AQUÁTICO	76
4.2.AVALIAÇÃO DAS CURVAS ESPECTRAIS	78
4.3 INFERÊNCIA ESPACIAL DA VARIÁVEL CLOROFILA-A	80
4.3.1 <i>CALIBRAÇÃO DOS DADOS OBTIDOS POR FLUORESCÊNCIA IN VIVO</i>	80
4.3.2 <i>ANÁLISE EXPLORATÓRIA DOS DADOS DE CLOROFILA-A</i>	81
4.3.3 <i>KRIGAGEM ORDINÁRIA DA VARIÁVEL CLOROFILA-A</i>	82
4.3.4 <i>VALIDAÇÃO DO PROCESSO DE INFERÊNCIA ESPACIAL DA VARIÁVEL CLOROFILA-A</i>	88
4.4 INFERÊNCIA ESPACIAL DA VARIÁVEL FICOCIANINA	88
4.4.1 <i>ANÁLISE EXPLORATÓRIA DOS DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE FICOCIANINA</i>	88
4.4.2 <i>INFERÊNCIA ESPACIAL DA FICOCIANINA POR KRIGAGEM ORDINÁRIA</i>	89
4.4.3 <i>INFERÊNCIA ESPACIAL DA FICOCIANINA POR OUTROS INTERPOLADORES</i>	96
4.4.4 <i>VALIDAÇÃO DOS PROCESSOS DE INFERÊNCIA DA VARIÁVEL FICOCIANINA</i>	97

5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	99
5.1 CONDIÇÕES DO MEIO AQUÁTICO QUANTO À OCORRÊNCIA DE CIANOBACTÉRIAS.....	99
5.2 FEIÇÕES ASSOCIADAS AO FITOPLÂNCTON IDENTIFICADAS NAS CURVAS ESPECTRAIS	101
5.3 ESPACIALIZAÇÃO DO PIGMENTO CLOROFILA-A	101
5.4 ESPACIALIZAÇÃO DO PIGMENTO FICOCIANINA	102
6. CONCLUSÕES.....	103
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	105

1.INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural que vem sendo afetado diretamente pelas atividades antropogênicas, tendo como consequência a degradação de sua qualidade. Em se tratando de uma bacia hidrográfica diversas podem ser as causas para que isso ocorra, de modo que as atividades poluidoras irão refletir em seu corpo hídrico principal. Entre outros efeitos negativos causados por tais atividades destaca-se a eutrofização dos ecossistemas aquáticos.

A eutrofização, que é o aumento da concentração de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, pode ser natural (processo lento e contínuo) ou pode ser artificial. A eutrofização natural acontece a todo o momento nos corpos d'água, principalmente nos tropicais. Entretanto, devido à dinâmica das reações, o tempo em que esses nutrientes ficam disponíveis para serem assimilados é curto e sua ciclagem acontece de forma natural. Já a eutrofização artificial é de origem antropogênica sendo resultante da utilização de fertilizantes na agricultura e descargas de esgotos industriais e domésticos sem tratamento. Como principal consequência desse enriquecimento artificial dos corpos d'água encontra-se o crescimento rápido do fitoplâncton, ou floração.

A floração de algas ocorre comumente em águas paradas, pois estas apresentam características distintas dos cursos d'água. Esses ambientes funcionam como ecossistemas complexos, com interações dinâmicas com a bacia à qual pertencem. O crescimento excessivo do fitoplâncton pode causar riscos para reservatórios, principalmente para mananciais de abastecimento e estações de tratamento de água, podendo ocorrer não somente em ambientes poluídos e eutrofizados, mas também em reservatórios considerados de baixo risco.

O fitoplâncton é um grupo heterogêneo formado principalmente por algas fotossintetizantes que se distribui por grande parte dos ambientes marinhos e aquáticos continentais do mundo. Sua função nesses ambientes é captar a energia eletromagnética e transformá-la em energia química, por meio da fotossíntese (ARRAUT et al., 2005). As três principais classes de pigmentos capazes de absorver radiação visível são as clorofilas, os carotenóides e as ficobilinas.

A clorofila-*a* é o principal pigmento que absorve radiação eletromagnética para a realização da fotossíntese, estando presente em todo o fitoplâncton. Por esse motivo, sua detecção é um parâmetro de grande importância para verificar a qualidade da água. Os carotenóides e as ficobilinas são denominados pigmentos acessórios, pois a energia absorvida pelos mesmos pode ser transferida para a clorofila (HALL e RAO, 1980).

Dentre os diversos grupos que formam o fitoplâncton, as cianobactérias são consideradas como o mais problemático do ponto de vista sanitário. Isto se deve ao fato de que algumas espécies de cianobactérias são potencialmente tóxicas. A detecção de cianobactérias por sensoriamento remoto é possível pela presença da ficocianina, que é um pigmento acessório presente somente em

cianobactérias e algas vermelhas, possuindo características específicas de absorção e espalhamento da radiação.

O Brasil possui um histórico recente em relação à contaminação humana por florações de cianobactérias. O caso mais grave foi a chamada “Síndrome de Caruaru”, ocorrido no Nordeste do Brasil em 1996, quando setenta e seis pessoas morreram em uma clínica de hemodiálise. Após esse incidente, a Fundação Nacional da Saúde, em colaboração com a Organização Panamericana de Saúde, revisou a portaria 36/MS/90, relativo às normas e padrões de qualidade da água para consumo humano (OLIVEIRA, 2003).

A partir da portaria nº 1469/00/MS a Agência Nacional de Vigilância Sanitária passou a exigir dos órgãos competentes e responsáveis pelo tratamento e fornecimento e água o monitoramento da ocorrência de cianobactérias e cianotoxinas, tanto na água bruta do manancial quanto na água tratada para consumo. Além da portaria nº 1469, do Ministério da Saúde, existe outras leis que regem sobre as cianobactérias: a Resolução 274 (BRASIL, 2000) e a Resolução 357 (BRASIL, 2005) do Conselho Nacional do Meio Ambiente, e a Portaria 518 (BRASIL, 2004) do Ministério da Saúde.

Os parâmetros físicos e químicos são os mais usuais em programas de monitoramento da qualidade da água, bem como alguns parâmetros biológicos, como bactérias enteropatogênicas. Porém, em virtude da complexidade de alguns parâmetros biológicos foram criados, mais recentemente, indicadores da biomassa fitoplanctônica, como a clorofila-*a* e a densidade de cianobactérias (BRASIL, 2006).

A utilização do Sensoriamento Remoto na detecção de características potencialmente nocivas à qualidade das águas tem se mostrado uma alternativa viável, no caso das substâncias da água que apresentam propriedades ópticas, como ocorre com pigmentos fitoplanctônicos como a clorofila-*a* e a ficocianina. Além disso, a inferência espacial das concentrações de tais pigmentos no corpo d’água passa a ser um importante indicador da qualidade da água, à medida que permite localizar os locais mais críticos.

Nesse contexto, a geoestatística se apresenta como uma importante ferramenta para descrever fenômenos naturais. Com a geoestatística, primeiramente pode-se verificar a existência de autocorrelação espacial do fenômeno de interesse e depois estimar valores em locais onde as observações não foram coletadas, utilizando-se assim os dados em duas etapas. Dessa forma, pode-se realizar o mapeamento do fitoplâncton para toda a área de estudo e lidar com propriedades que variam em diferentes direções.

Por outro lado, a identificação de pigmentos fotossintetizantes por fluorescência se baseia na existência de aparatos fotossintéticos no fitoplâncton, que contém proteínas diretamente associadas à captura de fótons (pigmentos-antena), e dispõem de anéis de carbono que apresentam

fluorescência. Essas proteínas podem ser encontradas em elementos presentes em corpos d'água, tais como a clorofila-*a* e a ficocianina, que é um elemento dominante em cianobactérias (RAVEN et al., 1978 apud BARBOSA, 2003)

Considerando que o fitoplâncton apresenta características específicas de fluorescência por meio da interação dos pigmentos fotossintéticos com a radiação eletromagnética, e que essa forma de energia pode ser detectada e quantificada por sensoriamento remoto, objetiva-se com esse estudo realizar a inferência espacial de cianobactérias, baseada em dados obtidos por fluorescência *in vivo* da ficocianina.

1.1 JUSTIFICATIVA

Em diversos países é cada vez maior a preocupação em relação à floração de algas, especialmente cianobactérias, pela existência de espécies potencialmente tóxicas. Surtos de contaminação humana por ingestão de água já foram noticiados na Austrália, Reino Unido, China e África do Sul.

Em uma revisão de publicações de fitoplâncton no Brasil, Huszar e Silva (1999), constataram que em aproximadamente 50% dos reservatórios estudados nos últimos 50 anos havia predomínio de cianobactérias em períodos de maior biomassa.

A detecção de florescimentos densos de cianobactérias já foi mostrada em diversos trabalhos, com a utilização de diferentes sensores, tanto em águas oceânicas como continentais. Também foi visto que a quantificação de cianobactérias por sensoriamento remoto é viável por meio de fotos aéreas, sensoriamento remoto por satélite bem como modelos de inferência a partir de curvas espectrais. Porém, os resultados obtidos foram satisfatórios para concentrações de florações relativamente altas, de modo que a detecção é eficiente quando já ocorreu o florescimento.

Nesse contexto, nota-se a necessidade de detecção e espacialização de cianobactérias por meio de métodos mais sensíveis. A fluorescência *in vivo* é capaz de detectar o florescimento de algas em seu estágio inicial e, entre outros benefícios, destaca-se a rapidez e facilidade de coletar grandes quantidades de dados, além de reduzir o erro por não degradar as amostras de água, antes da análise laboratorial. Assim, espera-se mapear a distribuição de cianobactérias na área de estudo, e dessa forma ajudar na compreensão sobre a dinâmica do fitoplâncton.

1.2 OBJETIVOS

O objetivo geral desta pesquisa é realizar a inferência espacial de cianobactérias em área de estudo localizada no reservatório de Nova Avanhandava, a partir de fluorometria de campo do pigmento fitoplanctônico ficocianina.

Como objetivos específicos propõem-se:

- Caracterizar o ambiente aquático por meio de parâmetros limnológicos e pelo pigmento fitoplanctônico clorofila-a;
- Avaliar o potencial da fluorometria de campo na detecção de cianobactérias, por meio do pigmento ficocianina;
- Avaliar a ocorrência de cianobactérias a partir de curvas espectrais adquiridas por espectrorradiômetro de campo;
- Comparar o resultado da inferência espacial de cianobactérias por meio de diferentes interpoladores.

1.3 ESTRUTURA DO TRABALHO

No primeiro capítulo, o assunto a ser tratado é exposto de modo geral, apresentando o tema que será abordado no estudo e, em seguida, a justificativa e os objetivos.

O segundo capítulo apresenta a fundamentação teórica, na qual são revisados alguns conceitos considerados fundamentais para o desenvolvimento do trabalho. São apresentadas as características do alvo em estudo, ou seja, o fitoplâncton e, em especial, as cianobactérias, detalhando-se algumas características fisiológicas, bem como fatores controladores e limitantes para seu crescimento e sucessão. Em seguida, tem-se uma revisão sobre conceitos básicos do sensoriamento remoto na água, destacando o comportamento espectral dos principais componentes opticamente ativos. Logo após, são expostas as características básicas da fluorometria e sua relação com os pigmentos fotossintéticos, uma vez que essa técnica é utilizada no presente trabalho para detecção e quantificação do fitoplâncton.

No estado da arte apresentam-se diferentes métodos de detecção das cianobactérias por meio do sensoriamento remoto. São apresentados alguns trabalhos que utilizam sensores aéreos, os quais se baseiam na resposta da radiação obtida pelo sensor após ter interagido com o alvo; sensores espectrais de campo, que verificam o comportamento do alvo em determinada região do espectro; e

sensores ópticos de campo, que se baseiam na fluorescência emitida por um alvo em uma determinada região do espectro eletromagnético.

Ainda na fundamentação teórica, são explanadas as características básicas de alguns métodos de interpolação de dados georreferenciados. São apresentadas as características dos interpoladores vizinho mais próximo, média simples, média ponderada, média ponderada por quadrante e por cota. Também foi realizada uma abordagem geral da geoestatística, uma vez que um dos métodos utilizados para inferência espacial do pigmento ficocianina foi a Krigagem Ordinária.

O terceiro capítulo apresenta os materiais e métodos utilizados no desenvolvimento da pesquisa. Primeiramente são descritos os materiais utilizados nos levantamentos de campo e processamento dos dados. Logo após é apresentado o desenvolvimento metodológico, no qual se explica detalhadamente o procedimento abordado em cada etapa do trabalho.

No quarto capítulo são apresentados os resultados do levantamento de campo final. Desse modo, são mostrados os valores dos dados limnológicos, das curvas espectrais, dos resultados dos processos de inferência espacial e as respectivas validações.

O quinto capítulo apresenta a discussão e análise dos resultados obtidos a partir do processamento de informações adquiridas no levantamento de campo final. Em seguida, têm-se as conclusões, onde são expostas as considerações finais referentes aos resultados obtidos e são sugeridas propostas para futuros trabalhos.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 FITOPLÂNCTON E CIANOBACTÉRIAS

Di Bernardo (1995) afirma que os ambientes aquáticos, especialmente os lagos, possuem comunidades planctônicas com variedade, abundância e distribuição próprias que dependem das características abióticas e bióticas. Em geral, é comum a presença de cianofitas, clorofitas, diatomáceas, rotíferos, cladóceros e copépodos, embora as espécies possam variar de um lago para outro.

O termo fitoplâncton foi utilizado pela primeira vez em 1897, e descreve um grupo heterogêneo formado principalmente por algas fotossintetizantes que se distribui por grande parte dos ambientes marinhos e aquáticos continentais do mundo. Sua função nesses ambientes é captar a energia eletromagnética e transformá-la em energia química, por meio da fotossíntese, sendo responsáveis por mais de 45% da produção primária líquida do planeta. Além disso, esses organismos têm a função de servir como sumidouro de dióxido de carbono da atmosfera e da água (TUNDISI e TUNDISI, 2008).

Os eucariotas fotossintetizantes possuem uma organização celular com núcleo, mitocôndrios, cloroplastos e uma membrana celular. A sua reprodução ocorre por divisão simples, cuja taxa depende das condições de temperatura da água, do suprimento de nutrientes e fisiologia das células.

Em muitos organismos do fitoplâncton é comum a formação de cistos e esporos de resistência, que sobrevivem em períodos desfavoráveis. Os cistos formam-se por processos sexuais e assexuais. Nos cistos de resistência, há diminuição de concentração de clorofila e perda de água, enquanto os esporos ocorrem em alguns procariontes e cianofíceas. Desse modo, quando ocorre algum estímulo, a partir de fatores ambientais, os cistos germinam (TUNDISI e TUNDISI, 2008).

O poliformismo é outra característica muito comum durante o ciclo de vida de algumas espécies presentes no fitoplâncton. Sendo assim, fatores internos e externos contribuem para a mudança da forma destes organismos. Variáveis como a intensidade luminosa, qualidade da luz, concentração de nutrientes na água, pressão osmótica do meio e temperatura foram descritas como importantes na alteração da morfologia das células e colônias (TUNDISI e TUNDISI, 2008).

Tanto a fixação de carbono quanto a produção de oxigênio acontecem devido à fotossíntese. Esse mecanismo ocorre pela absorção da energia eletromagnética pelos pigmentos fotossintéticos. As três principais classes de pigmentos capazes de absorver radiação visível são as clorofilas, os carotenóides e as ficobilinas. Os carotenóides e as ficobilinas são denominados pigmentos

acessórios, pois a energia absorvida pelos mesmos pode ser transferida para a clorofila (HALL e RAO, 1980).

Os pigmentos clorofilados são divididos em grupos, diferenciados quimicamente, cujas denominações são clorofilas *a*, *b*, *c* e *d*, sendo a clorofila *c*, dividida em varias subespécies. Todas as algas verdes contêm clorofila-*a* e muitas contêm clorofila *b* e/ou *c* e raramente *d*. (WETZEL, 2001).

Ao contrário das clorofilas existe um grande número de carotenóides, quase todos com a função primária de fotoproteção. Todos os tipos de carotenóides absorvem a energia fortemente na mesma área do espectro eletromagnético: do ultravioleta ao azul.

Apenas as cianobactérias e as algas vermelhas possuem as ficobilinas, também chamadas de ficobiliproteínas, que são pigmentos acessórios de cor vermelha ou azul. Esses pigmentos absorvem a luz na faixa do espectro eletromagnético entre as áreas de absorção dos carotenóides e da clorofila-*a*, sendo altamente fluorescentes. Segundo Mishra et al. (2009), as cianobactérias contêm no mínimo três ficobilinas espectralmente detectáveis: ficocianina, aloficocianina e ficoeritrina (espécies marinhas). A Figura 1 apresenta a estrutura das ficobilinas. Pode-se notar que, em vez de cloroplastos, as cianobactérias possuem uma estrutura membranosa chamada de tilacóide, na qual estão organizadas as ficobilinas.

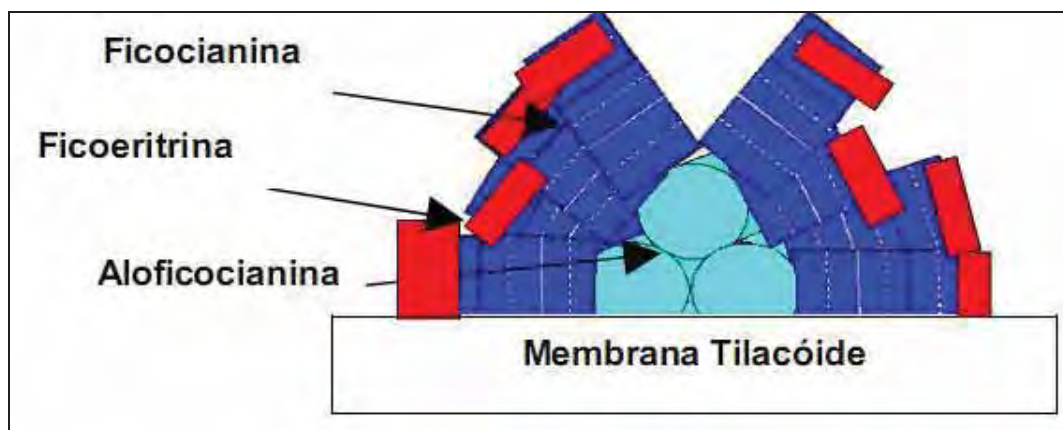


Figura 1- Estrutura das ficobilinas
Fonte: adaptado de Schluchter (1994)

As cianobactérias são organismos procariotos, geralmente são aquáticos e liberam oxigênio no processo de fotossíntese. Devido ao fato de possuírem o pigmento azulado (ficocianina), são também denominadas de algas azuis ou cianofíceas. Acredita-se que as algas azuis foram responsáveis pelo início da formação da atmosfera atual, bem como pela evolução de todos os organismos fotossintetizantes, visto que formas relacionadas às atuais cianobactérias provavelmente originaram os cloroplastos, por meio de um evento endossimbiótico (OLIVEIRA, 2003).

Anteriormente classificadas como algas, na divisão das *Cyanophyta* ou *Myxophyceae*, as cianobactérias são na verdade bactérias, com uma estrutura celular procariótica. Porém, as cianofíceas se distinguem das outras bactérias pela presença da clorofila-*a*, que é comum nos cloroplastos de algas eucarióticas e plantas superiores. Assim, elas são estruturalmente e fisiologicamente similares às bactérias, mas sua funcionalidade fotossintética é similar a das plantas aquáticas (WETZEL, 2001).

As cianobactérias possuem, em sua estrutura, parede celular e ausência de núcleo delimitado pela carioteca. Algumas delas possuem vacúolos gasosos, que as tornam capazes de controlar a flutuabilidade em água, permitindo se localizar em uma profundidade ótima para uma dada quantidade de nutrientes, oxigênio e luz. Para realizar o processo de fotossíntese disponibilizam de dois centros de reação: o fotossistema I e o fotossistema II, mas sem estarem organizados em cloroplastos.

As cianofíceas podem ocorrer nas formas unicelular, filamentosa e colonial, sendo que a maioria das cianobactérias planctônicas consiste de membros da família dos cocóides, filamentosas, *Nostocaceae* e *Rivulariaceae* (WETZEL, 2001). Apresentam-se como o maior e mais diverso grupo dos procariotos, possuindo por volta de 150 gêneros e 2000 espécies.

Ecologicamente, existem três grupos principais existentes no ambiente aquático: espécies formadoras de “tapete”, as quais formam biofilmes em rochas, sedimentos, e plantas submersas; espécies formadoras de “blooms”, que criam uma ampla variedade de problemas de qualidade da água e são mais comuns em lagos eutrofizados; e picocianobactérias, que são células extremamente pequenas (< 3µm de diâmetro), sendo frequentemente abundantes em lagos de águas claras (FUNASA, 2003).

Uma característica notável das algas azuis é a habilidade de sobreviver em ambientes extremamente quentes ou frios. Elas estão presentes nas termas, nos riachos de montanhas, lagos ártico e antártico, inclusive na própria neve e no gelo. Além disso, possuem espécies que podem habitar os corpos d’água em diferentes estados de eutrofização (WHO, 1999).

Em águas continentais, as cianobactérias são predominantes, alcançando uma ampla quantidade de formas, devido às adaptações morfológicas, bioquímicas e fisiológicas, adquiridas ao longo da sua história evolutiva. A presença de células muito pequenas de cianobactérias (variando de 0,2- 2µm) tem sido reconhecida como uma significativa fonte de produção primária em vários ambientes aquáticos (WHO, 1999).

É necessária apenas uma pequena quantidade de energia para manter a estrutura e função da célula das cianofíceas. Por esse motivo, elas podem manter uma taxa de crescimento relativa alta quando comparado com outros organismos sob condições de baixa intensidade luminosa. Assim, elas apresentam vantagem, em ambientes turvos, em relação a outros tipos de algas. Entretanto, a

taxa de reprodução das cianofíceas é mais baixa do que muitas espécies de algas, de modo que, para que haja um florescimento é necessário um tempo de retenção da água relativamente alto (WHO, 1999).

De acordo com Harris e Baxter (1996, apud Tundisi e Tundisi, 2008), em lagos tropicais pode ocorrer um padrão de dominância de diatomáceas em períodos de mistura vertical e instabilidade e dominância de cianobactérias em períodos de estratificação e estabilidade térmica. Por esse motivo, os mesmos autores sugerem que até certo ponto da sucessão fitoplanctônica, pode ser feito o controle de cianobactérias pela regulação do fluxo em reservatórios e a diminuição do tempo de ação.

2.2 CIANOTOXINAS

A floração de cianofíceas pode causar gosto e odor desagradáveis, além de alterar o equilíbrio ecológico do sistema aquático. Tundisi e Tundisi (2008) afirmam que um dos problemas causados pelas cianobactérias é a ocorrência de espécies tóxicas, das quais vinte foram registradas no Brasil.

De acordo com Sant'Anna e Azevedo (2000, apud Funasa, 2003) a espécie *Microcystis aeruginosa* apresenta a distribuição mais ampla no Brasil e *Anabaena* é o gênero que possui o maior número de espécies potencialmente tóxicas (*A. circinalis*, *A. flos-aquae*, *A. planctonica*, *A. solitaria* e *A. spiroides*). Constatou-se também o aumento da ocorrência da espécie *Cylindropermopsis raciborskii* em diferentes regiões brasileiras. A Figura 2 apresenta os gêneros de cianobactérias potencialmente tóxicas frequentemente encontrados em ecossistemas aquáticos continentais de maneira geral.



Figura 2- Gêneros de cianobactérias frequentemente encontrados em águas continentais
 Fonte: FUNASA (2003)

As cianotoxinas são compostos produzidos pelas cianobactérias que resultam em efeitos tóxicos tanto para os mamíferos terrestres quanto para a biota aquática. Além disso, podem ser acumuladas na rede trófica, ocasionando diversos sintomas de intoxicação e efeitos crônicos. Silva (2009) afirma que as cianotoxinas estão divididas em: neurotóxicas, hepatotóxicas, dermatotóxicas e aquelas caracterizadas como inibidoras da síntese protéica.

As neurotoxinas agem em vertebrados através de diferentes mecanismos fisiológicos e podem matar por parada respiratória, sendo sua ação bastante rápida. De acordo com Oliveira (2003), as neurotoxinas conhecidas são: anatoxina-a, anatoxina-a(s), saxitoxina e neosaxitoxina.

As hepatotoxinas têm uma reação mais lenta, podendo causar morte em mamíferos dentro de algumas horas a poucos dias. São as toxinas produzidas por cianobactérias mais comumente relacionadas com envenenamento animal e humano. Dentre as hepatotoxinas destacam-se as microcistinas, nodularinas e cilindrospermopsina (OLIVEIRA, 2003). Entre as dermatotoxinas, a

apliatoxina e a lyngbyatoxina-a são as mais comumente encontradas pela população que frequentemente estão em contato com corpos d'água para recreação.

A Portaria 1469/00/MS da Agência Nacional de Vigilância Sanitária afirma que, até o estabelecimento de especificações em normas nacionais ou internacionais que disciplinem a matéria, para análise de cianobactérias e cianotoxinas e comprovação de toxicidade por bioensaios em camundongos devem ser adotadas as metodologias propostas pela Organização Mundial de Saúde (OMS) em sua publicação *Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*.

Nesse sentido, a OMS estabeleceu níveis de alerta para sistemas de tratamento de águas para abastecimento humano. Os níveis devem ser considerados como um sistema geral, reconhecendo que possa ser apropriado adaptar ações e níveis específicos que se ajustem às condições de diferentes países. Foi proposta a seguinte sequência de níveis de alerta: Nível de Vigilância, Nível de alerta 1 e Nível de alerta 2. É importante destacar que os níveis de alerta foram feitos para o operador do sistema de tratamento de água, porém também se constitui um importante parâmetro para gestores responsáveis pelos mananciais de água bruta (WHO, 1999).

Sendo assim, o Nível de Vigilância engloba a possibilidade de estágios iniciais do florescimento de cianobactérias, quando ainda as mesmas se encontram de forma concentrada nas amostras de água. O valor indicativo desse nível é a detecção de uma colônia, ou de cinco filamentos de cianobactéria em 1mL de amostra de água. Sabor e odor podem ser detectáveis, porém a sua ausência não exclui a presença de cianobactérias tóxicas.

O Volume de biomassa superior a 2.000 células de cianobactéria/mL caracteriza o Nível de alerta 1, assumindo que as espécies de cianobactérias existentes são potencialmente produtoras de toxinas. A avaliação desse nível de alerta deve ser feita preferencialmente a partir da concentração de cianotoxinas por métodos quantitativos, como a cromatografia líquida de alta pressão. O Nível de alerta 1 requer uma avaliação se a existe a possibilidade da redução das cianobactérias tóxicas no local e se o sistema de tratamento de água são efetivos na remoção de tais toxinas (WHO, 1999).

Acima de 100.000 células de cianobactérias/mL e confirmada a presença de cianotoxinas se configura o Nível de alerta 2, podendo haver a presença de escumas em determinados locais. Em tais condições, existe o risco de efeitos adversos à saúde humana se a água para consumo humano não for tratada, ou se o tratamento for ineficaz, mesmo se o prazo de exposição for curto. A aplicação de algicidas pode aumentar o problema, uma vez que podem ser liberadas maiores concentrações de cianotoxinas com a quebra celular (WHO, 1999).

No Brasil, a Portaria MS n.º 518/2004 estabelece normas para o monitoramento para os sistemas de abastecimento de água de acordo com o número de cianobactérias. Sendo assim, a portaria exige monitoramento mensal quando o número de cianobactérias não exceder 10.000

células/ mL no ponto de captação da água do manancial. Quando esse valor ultrapassar 10.000 células/mL o monitoramento deve ser semanal. Ainda, acima de 20.000 células/mL, é vedado o uso de algicidas, pois pode ocorrer a lise celular de cianobactérias e possível liberação de cianotoxinas.

2.3 FATORES CONTROLADORES E LIMITANTES

Diversos são os fatores que controlam e limitam a composição das espécies presentes no fitoplâncton, bem como sua sucessão ao longo do tempo. Dentre os principais fatores podemos considerar a qualidade e quantidade da luz, temperatura, disponibilidade de nutrientes, tempo de retenção da água no ambiente e fatores biológicos.

Inicialmente, é importante destacar que um dos principais fatores que interferem na fisiologia, no crescimento e na reprodução dos organismos são a qualidade e a quantidade de luz, as quais variam de acordo com o clima de radiação e das características das massas de água (TUNDISI E TUNDISI, 2008). A limitação da luz é um fator dominante da produtividade na maioria dos reservatórios, assim como em muitos rios e lagos naturais. Na maioria dos casos, essa limitação ocorre devido a partículas de argila inorgânica e à turbidez causada pelos sedimentos suspensos. Em locais onde a limitação da luz é proveniente de altas cargas de matéria orgânica, como ocorre em muitos reservatórios de regiões tropicais e subtropicais, a atenuação da seletividade espectral e total da luz é similar àquela que ocorre em lagos naturais (WETZEL, 2001).

Por outro lado, quando ocorrem altas taxas de energia radiante, há uma inibição da fotossíntese no momento em que as taxas máximas do processo enzimático são atingidas. A inativação do mecanismo fotoquímico da fotossíntese se baseia no fato de que, em reservatórios com alta transparência e em dias de alta radiação solar, a taxa máxima de fotossíntese se encontra a uma profundidade correspondente entre 30%-50% da radiação subaquática à superfície (TUNDISI E TUNDISI, 2008)

A alta intensidade da luz é prejudicial a muitas espécies e reduz a taxa de fotossíntese. A fotoinibição ocorre quando a quantidade de luz excede a saturação fisiológica resultando em um excesso de fótons que não são dissipados pela fixação do carbono, fluorescência ou reações de esfriamento (Long et al., 1994; Falkowski and Raven, 1997 apud Wetzel, 2001). A diminuição da concentração de pigmentos geralmente ocorre por volta do meio-dia em dias claros. A luz ultravioleta pode inativar o fotossistema II, quebrar o transporte de elétrons e causar danos aos pigmentos e membranas.

A maioria das cianobactérias é sensível a períodos prolongados de exposição a altas intensidades de luz. O crescimento da *Planktothrix agardhi*, por exemplo, é inibido quando ocorre uma exposição prolongada em intensidade de luz superior a 180 $\mu\text{E}/\text{m}^2.\text{s}$. Extensos períodos de

exposição a intensidades de 320 $\mu\text{E}/\text{m}^2\cdot\text{s}$ se torna letal para muitas espécies. Entretanto, a exposição intermitente a altas intensidades de luz faz com que a taxa máxima de crescimento seja alcançada. Essa intensidade corresponde a menos da metade da intensidade na superfície do corpo d'água, que pode chegar 700-1000 $\mu\text{E}/\text{m}^2\cdot\text{s}$. As cianobactérias que formam “blooms” na superfície possuem alta tolerância a alta intensidade de luz devido a maior concentração dos carotenóides (WHO, 1999).

O fitoplâncton pode se recuperar dos efeitos inibidores da intensa radiação se ele for submetido a uma menor intensidade de radiação. Quanto maior for a exposição à luz brilhante maior será o tempo de recuperação. Estudos em um lago no País de Gales, com populações de diatomáceas (*Asterionella*), mostraram que após duas horas de exposição à luz intensa foram necessárias quatro horas de fraca intensidade de luz para completa recuperação, sendo que após seis horas de exposição a altas intensidades luminosas esse tempo de recuperação subiu para vinte horas (KIRK, 1994).

A temperatura é outro fator que possui grande influencia no desenvolvimento do fitoplâncton. Os organismos seguem a Lei Geral Q10, na qual os processos metabólicos dobram a cada aumento de 10° C. Sendo assim, a temperatura limita a taxa de saturação da fotossíntese do fitoplâncton, de modo que em baixas intensidades luminosas a fotossíntese aumenta proporcionalmente a intensidade luminosa, porém atinge um máximo que depende da temperatura (TUNDISI E TUNDISI, 2008).

Entre os grupos de algas existe uma grande diversidade de tolerâncias em relação às variações de temperaturas. A temperatura mínima em que pode ocorrer a fotossíntese depende de cada espécie. Para as diatomáceas, por exemplo, a temperatura crítica é de 5°C, enquanto que para outras espécies esse valor sobe para 15°C. No caso de algumas algas verdes e cianobactérias são necessárias, na maioria das vezes, temperaturas ainda maiores para que ocorra o início da fotossíntese. Muitas espécies de cianobactérias têm uma temperatura ótima mais alta que algas eucarióticas, sendo que as algas termofílicas são quase que exclusivamente cianobactérias, com temperaturas ótimas acima de 45°C (WETZEL, 2001).

Além da radiação e da temperatura, existem outros fatores que também influenciam na organização, distribuição espacial e sucessão das comunidades fitoplanctônicas. Sabe-se que ao contrário das águas marinhas, as águas continentais apresentam alta diversidade na composição química. Entre os principais nutrientes necessários para a sustentabilidade e reprodução das populações fitoplanctônicas estão o carbono, o fósforo e o nitrogênio.

Quando a comunidade fitoplanctônica fica exaurida de algum nutriente essencial, a biomassa fotossintética pára de crescer. Em contrapartida, quando a concentração de nutrientes aumenta, devido ao escoamento superficial em locais onde há agricultura ou despejo de efluentes, a

população do fitoplâncton começa a crescer e, portanto, aumenta-se o total de fotossíntese (KIRK, 1994).

O nitrogênio é utilizado para a síntese de aminoácidos e proteínas, sendo que suas principais fontes são nitrato, nitrito e amônia. Algumas espécies de cianobactérias com heterocistos podem fixar nitrogênio atmosférico disponível como *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Cylindropermopsis* e *Gloetrichia*, em águas interiores, e *Trichodesmium* em águas marinhas (TUNDISI E TUNDISI, 2008). Essa habilidade de fixar nitrogênio molecular, em meios deficientes de nitrato e amônia, é considerada um aspecto favorável para a dominância de formas fixadoras.

O fósforo regula as sínteses moleculares e o transporte de íons, estando disponível sob a forma de ortofosfatos. Esse nutriente apresenta a maior contribuição para a eutrofização do corpo d'água, uma vez que a concentração de 0,1 mg/L já é suficiente para induzir o florescimento de algas. Além disso, as cianobactérias podem armazenar uma grande quantidade de fósforo dentro da célula, para utilizar em períodos de escassez (WHO, 1999).

Como o florescimento das algas azuis ocorre geralmente em ambientes eutrofizados, foi assumido originalmente que elas necessitavam de altas concentrações de fósforo e nitrogênio. Porém, constatou-se por meio de dados experimentais que a afinidade das algas azuis com o nitrogênio ou o fósforo é maior do que a afinidade desses nutrientes com outros organismos fotossintéticos. Como resultado, verificou-se que as cianobactérias podem competir com outros grupos fitoplanctônicos mesmo sob condições de limitação da concentração de nitrogênio e fósforo (WHO, 1999).

Um importante fator limitante para a fotossíntese é a concentração de dióxido de carbono. Mesmo em baixas quantidades de intensidade de luz, o aumento da concentração de dióxido de carbono leva a um aumento na taxa fotossintética. Oceanos e a maioria das águas interiores contêm muito mais carbono inorgânico na forma de íon bicarbonato do que na forma de dióxido de carbono. Entretanto, a maioria das espécies é capaz de utilizar o íon carbonato como substrato para a fotossíntese.

Para valores de pH superiores a 9, essa habilidade se torna ineficaz para a maioria das macrófitas de águas continentais, uma vez que torna-se mais difícil extrair o carbono do íon carbonato HCO_3^- , reduzindo fortemente a taxa de fotossíntese. Já alguns tipos de cianobactérias *Anabaena*, *Microcystis* e *Spirulina* conseguem manter alta taxa de fotossíntese mesmo em locais com altos valores de pH e pequenas concentrações de dióxido de carbono. Esse pode ser um dos principais motivos que contribuem para a dominância de cianofíceas em lagos eutróficos no final do verão (KIRK, 1994).

Outro fator que interfere no crescimento e produtividade do fitoplâncton é o parasitismo causado por vírus e fungos. As doenças causadas por vírus podem forçar a quebra de diferentes

tipos de algas e cianobactérias. Como muitas espécies de vírus e fungos exibem especificidade de hospedeiros, a infecção de alguma espécie presente no fitoplâncton pode favorecer o desenvolvimento sucessional de espécies competidoras (WETZEL, 2001).

2.4 SENSORIAMENTO REMOTO DA ÁGUA

A cor de um corpo d'água natural é governada pela dependência espectral da absorção e espalhamento da radiação pela própria água e de seus componentes opticamente ativos (COAs) orgânicos e inorgânicos existentes no instante em que a observação remota é realizada. Os COAs considerados são geralmente o fitoplâncton, os sedimentos suspensos, e a matéria orgânica dissolvida. As concentrações desses COAs são tomadas por sensoriamento remoto para definir a qualidade da água (BUKATA, 2005).

Águas naturais, tanto salinas quanto doces, variam de acordo com os materiais particulados e dissolvidos. Esses solutos e partículas são opticamente significantes e altamente variáveis em tipos e concentrações. Conseqüentemente, as propriedades ópticas das águas naturais mostram grandes variações espaciais e temporais e, raramente são parecidas com aquelas presentes em águas puras (MOBLEY, 1995).

A corrente classificação bipartite dos tipos de água foi criada por Morel e Prieur (1977), sendo aperfeiçoada mais tarde por outros autores. Esta classificação divide as águas em dois tipos, de acordo com a relação entre a concentração de pigmentos e o coeficiente de espalhamento. As águas do caso 1 (águas oceânicas) são aquelas cujas propriedades ópticas são determinadas pela água molecular, juntamente com o fitoplâncton e sua matéria detritica. Já as águas do tipo 2 (águas continentais) são aquelas cujas propriedades ópticas são determinadas pelas partículas suspensas inorgânicas, matéria orgânica dissolvida, e possivelmente matéria orgânica suspensa de origem terrestre, em adição à água molecular, fitoplâncton e detritos (BUKATA, 2005).

Ao se conduzir uma investigação em sensoriamento remoto de corpos d'água, é primeiramente útil entender como a água pura absorve ou espalha seletivamente a radiação incidente. Em seguida, é importante considerar como a radiação é afetada quando a coluna d'água não é pura, contendo materiais orgânicos e inorgânicos (JENSEN, 2009).

- Água

A estrutura das propriedades ópticas da água é convenientemente dividida em duas classes exclusivas: inerentes e aparentes. As propriedades ópticas inerentes (POI's) são aquelas propriedades que dependem somente do meio e, portanto, são independentes do campo de luz

ambiente dentro do meio. As duas POI's fundamentais são coeficiente de absorção e a função de espalhamento volumétrico. Outras POI's incluem o índice de refração, o coeficiente de atenuação do raio incidente e o espalhamento do albedo. As propriedades ópticas aparentes (POA's) são aquelas que dependem tanto do meio quanto da geometria do campo de luz ambiente, e apresentam características regulares e estáveis que podem ser descritores úteis do corpo d'água. As POA's comumente usadas são a irradiância e a reflectância, o cosseno médio, e vários coeficientes de atenuação difusos (MOBLEY, 1995).

A Figura 3 mostra o gráfico da absorção e espalhamento da luz em água pura, provenientes de diferentes fontes compiladas por Bukata et al. (1995). O pico de absorção molecular da água predomina no ultravioleta e na faixa do amarelo até a região do infravermelho próximo do espectro. Já o espalhamento é especialmente importante nas porções do violeta, azul escuro e azul claro, sendo esta a razão pela qual a água pura é azul aos nossos olhos.

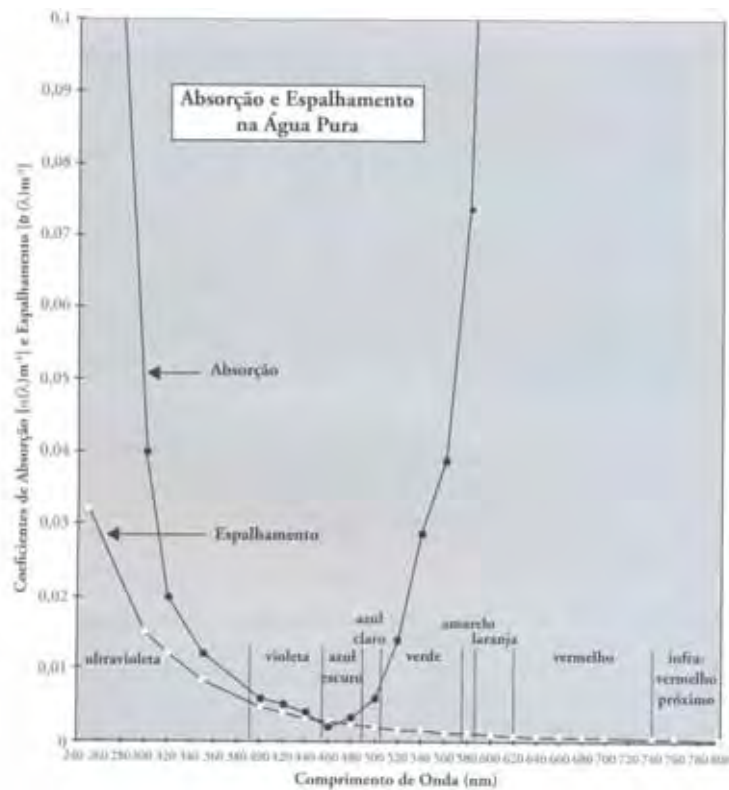


Figura 3-Absorção e espalhamento da luz em água pura
Fonte: Bukata et al. (1995)

- Fitoplâncton

As células e colônias presentes no fitoplâncton espalham e absorvem a luz, podendo ter uma significativa contribuição no comportamento do espalhamento total do meio aquático, mas em uma proporção que varia de acordo com cada espécie (KIRK, 1994).

Uma molécula, após ser atingida por uma onda de luz, reflete parte da energia ou pode absorvê-la, ficando em um estado de maior energia. No processo da fotossíntese os pigmentos fotossintetizantes aproveitam principalmente a radiação da faixa do azul (400 a 500 nm) e do vermelho (600 a 700 nm), apresentando maior absorção nessas faixas do que na região espectral do verde (500 a 600 nm).

A absorção da luz pelos pigmentos fotossintéticos - clorofilas, carotenóides e ficobiliproteínas - do fitoplâncton contribui para a atenuação da energia eletromagnética com a profundidade. A quantidade de luz absorvida pelo fitoplâncton depende não somente da quantidade dos pigmentos fotossintéticos presentes, mas também do tipo e forma das células algais ou colônias nos quais os pigmentos estão localizados (KIRK, 1994).

As clorofilas são pigmentos que dão a cor característica das plantas: o verde. São responsáveis pela captação da luz, sendo que nas algas verdes e em plantas superiores estão inseridas no cloroplasto. A Figura 4 mostra os espectros de absorbância das clorofilas *a*, *b* e *c*. Percebe-se que os picos de absorção das clorofilas *a* e *b* são mais distintos entre si do que os picos de absorção das clorofilas *c1* e *c2*.

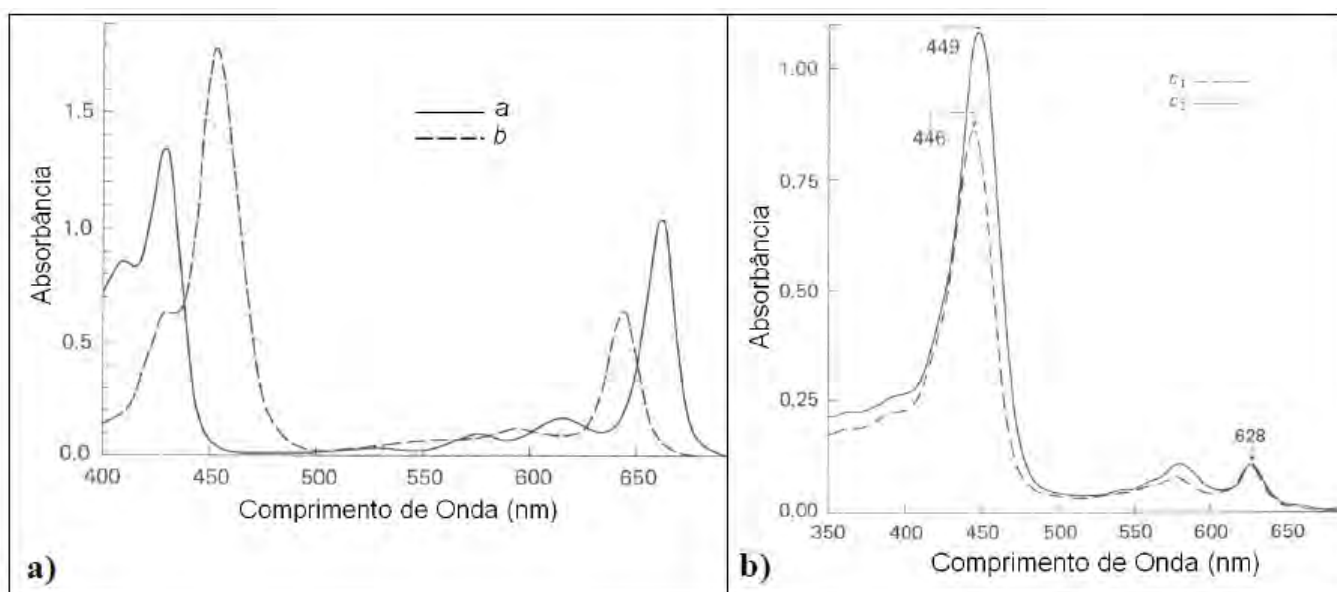


Figura 4-Espectros de absorbância das clorofilas *a*, *b* e *c*.

A clorofila-*a* é geralmente considerada um substituto quantificável para o fitoplâncton, uma vez que ela está presente em todos os grupos algais. Ela tem como função ser o centro de reação fotossintética e possui dois picos de absorção: um no azul (em 433 nm, chamado "Soret") e outro no vermelho (em 686 nm, chamado pico "alpha").

A clorofila-*a*, ao ser introduzida na água pura, provoca alterações nas suas características de reflectância espectral, ou seja, em sua cor (Figura 5). Quatro feições de espalhamento e absorção por clorofila são evidentes em águas onde este pigmento é abundante (JENSEN, 2009):

- Forte absorção da luz pela clorofila-*a* entre 400 e 500 nm;
- Forte absorção da luz vermelha pela clorofila-*a* em aproximadamente 675 nm;
- Máximo de reflectância em torno de 550 nm (pico do verde);
- Um pico de reflectância em torno de 690-700 nm, causado pelo espalhamento celular de algas e de um efeito combinado mínimo de absorção por pigmento de água.

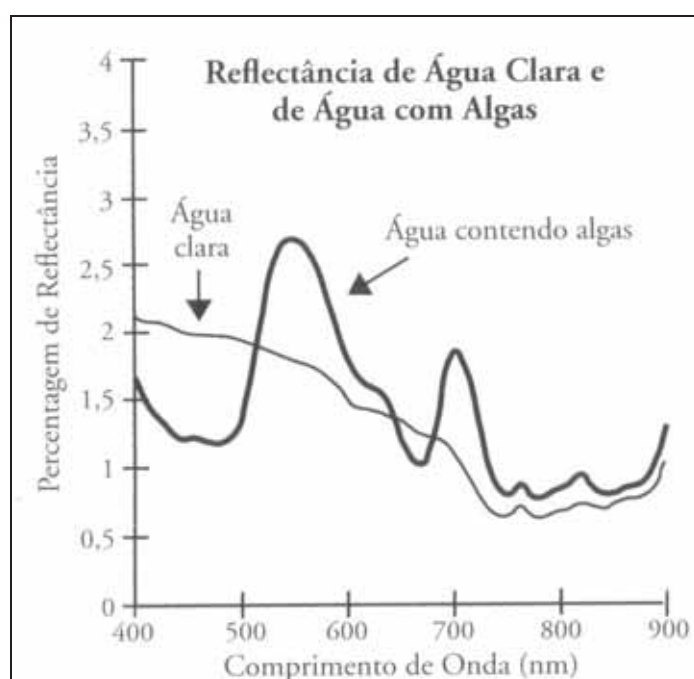


Figura 5- Comportamento espectral da água pura (clara) e da água contendo algas
 Fonte: Jensen (2009)

A estimativa da concentração de clorofila é de fundamental importância para a geração de produtos de qualidade da água utilizando sensoriamento remoto. Porém, apesar da clorofila-*a* apresentar a característica da fluorescência, a avaliação da distribuição das cianobactérias não pode ser avaliada usando a fluorescência *in vivo* da clorofila-*a*. Isso ocorre devido ao fato de que a maioria deste pigmento em cianobactérias está localizada no fotossistema I, que não possui a característica da fluorescência.

A utilização de diferentes técnicas de sensoriamento remoto para detecção de cianobactérias é possível pelo fato deste grupo possuir algumas diferenças nos tipos e quantidade de pigmentos, em comparação com os organismos eucarióticos. A presença das ficobiliproteínas nas cianobactérias proporciona um comportamento espectral distinto dos demais grupos algais. A Figura 6 demonstra o padrão de absorção da radiação das ficobiliproteínas.

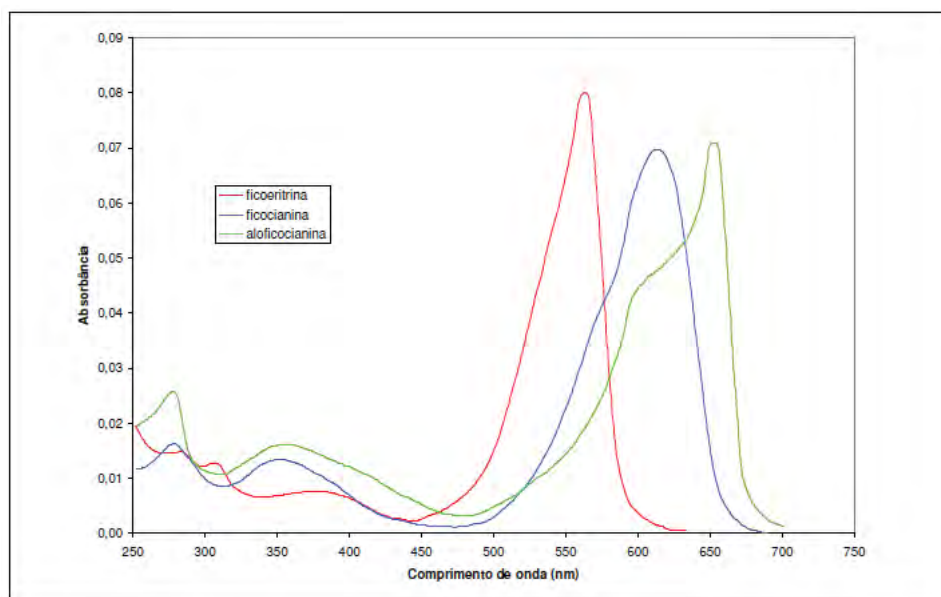


Figura 6- Padrão de absorção do espectro das ficobilinas
 Fonte: adaptado de Kirk (1993, apud Londe, 2008)

Por se localizar no fotossistema II a ficocianina exibe pico de fluorescência em 650 nm e de absorção em 620 nm. Por esse motivo, o comportamento espectral das cianobactérias se torna distinto dos demais grupos, criando, portanto, uma característica espectral para diagnóstico.

Tem sido crescente o número de pesquisas para detecção de cianobactérias através do comportamento espectral do pigmento ficocianina, o qual apresenta o pico de absorção da energia eletromagnética entre os carotenóides e a clorofila-*a* (MISHRA et al. 2009). A Figura 7 apresenta o comportamento espectral da água contendo apenas clorofila-*a* e outra com clorofila-*a* e ficocianina. Nota-se a diferença na curva espectral na região entre 620 e 650 nm devido à absorção e espalhamento por fluorescência do pigmento ficocianina.

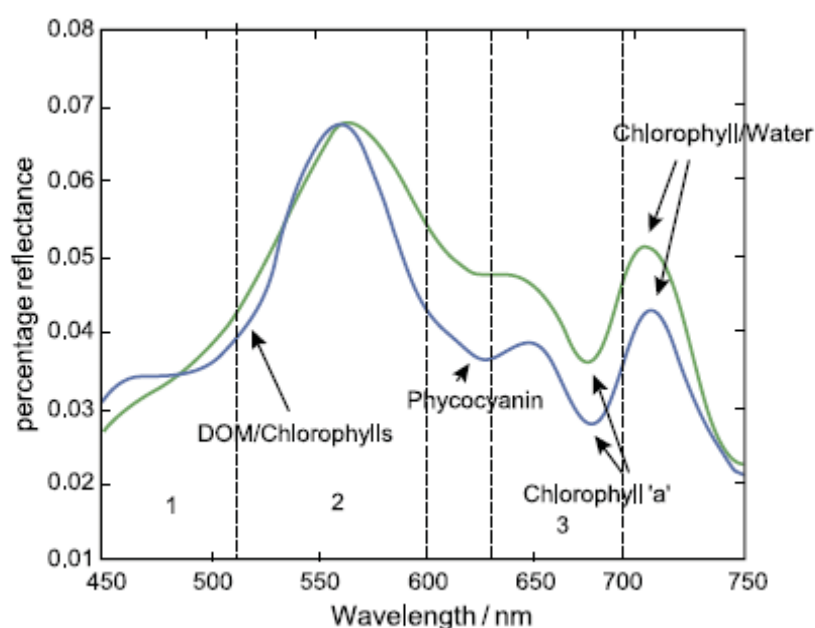


Figura 7- Comportamento espectral da água contendo apenas cl a (verde) e outra com cl a e ficocianina
 Fonte: Vincent et al. (2004)

- Sólidos inorgânicos em suspensão

Os sólidos inorgânicos em suspensão (SIS) possuem reflectância na região do visível e do infravermelho próximo, conferindo um sinal que muitas vezes predomina em relação a outros componentes opticamente ativos. Os SIS desenvolvem um papel importante para toda a cadeia trófica, pois carrega grande quantidade de material orgânico adsorvido em suas partículas como fonte de energia e nutrientes para todo o sistema aquático. Os minerais suspensos são considerados como parâmetro de quantificação dos sedimentos suspensos.

Os minerais ricos em silício, alumínio e óxidos de ferro são encontrados em suspensão em muitos corpos d'água naturais. As partículas variam desde a argila fina (3-4 μm em diâmetro) a silte (5-40 μm), areia fina (41-130 μm) e areia grosseira (131-250 μm). Tais sedimentos são provenientes de várias fontes, como a erosão em áreas agrícolas, o intemperismo de terrenos montanhosos, a erosão costeira causada por ondas naturais e tráfego de barcos. Os oceanos claros e profundos, distantes da costa, contêm sedimento em suspensão com pequeno diâmetro, de modo que a concentração de sedimentos nesses ambientes não é significativa. Já os corpos d'água interiores e costeiros podem transportar uma carga importante de sedimentos em suspensão que pode afetar dramaticamente as características de sua reflectância espectral (JENSEN, 2009).

A porcentagem de energia refletida na região entre 570 e 700 nm aumenta com o acréscimo da concentração de SIS no corpo d'água e também apresenta uma elevação na curva espectral em 800 nm, devido ao espalhamento. Outra característica interessante é o deslocamento do máximo de energia refletida para comprimentos de onda mais longos com o aumento da concentração dos SIS (Figura 8).

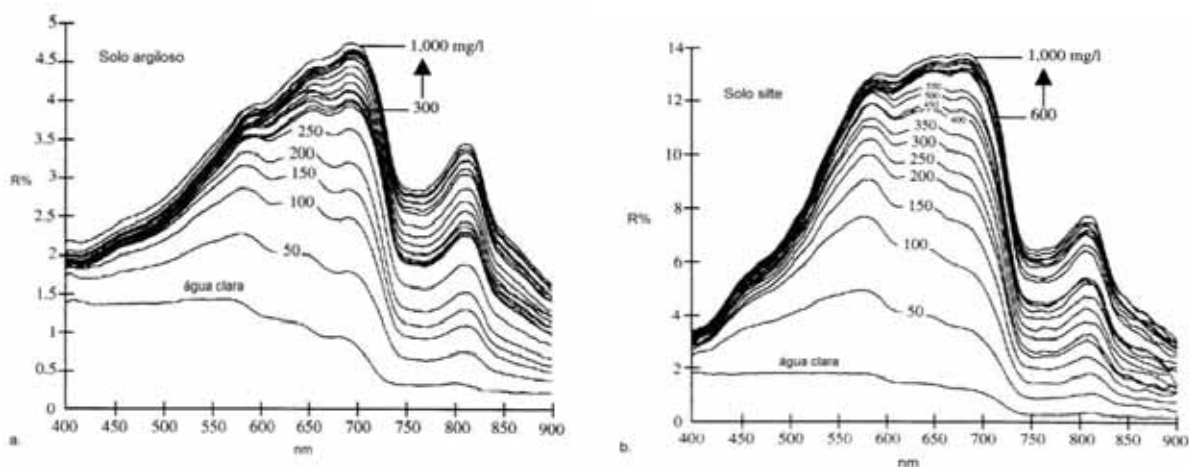


Figura 8-Reflectância espectral da água com diferentes concentrações de argila (a) e silte (b)
Fonte: Jensen (2009)

- Matéria orgânica

A matéria orgânica dissolvida também é chamada de substância amarela, substâncias húmicas e gilvin. Ela provém do processo de decomposição e ciclo de nutrientes de material alóctone, podendo ser quantificada pela presença de Carbono Orgânico Dissolvido (LOBO, 2009). Essa denominação refere-se ao fato de que esses compostos removem o componente azul eficientemente nos primeiros centímetros da coluna d'água, fazendo que o corpo d'água tenha uma coloração amarelada. Os compostos que formam as substâncias húmicas variam em tamanho em uma faixa que se estende desde moléculas solúveis a agregados macromoleculares insolúveis (KIRK, 1994).

O espectro de absorção típico da matéria orgânica dissolvida em águas continentais é representado por uma absorção da radiação muito baixa na região do vermelho, aumentando a medida que se caminha para menores comprimentos de onda, de modo que na região do ultravioleta ainda é alta (Figura 9).

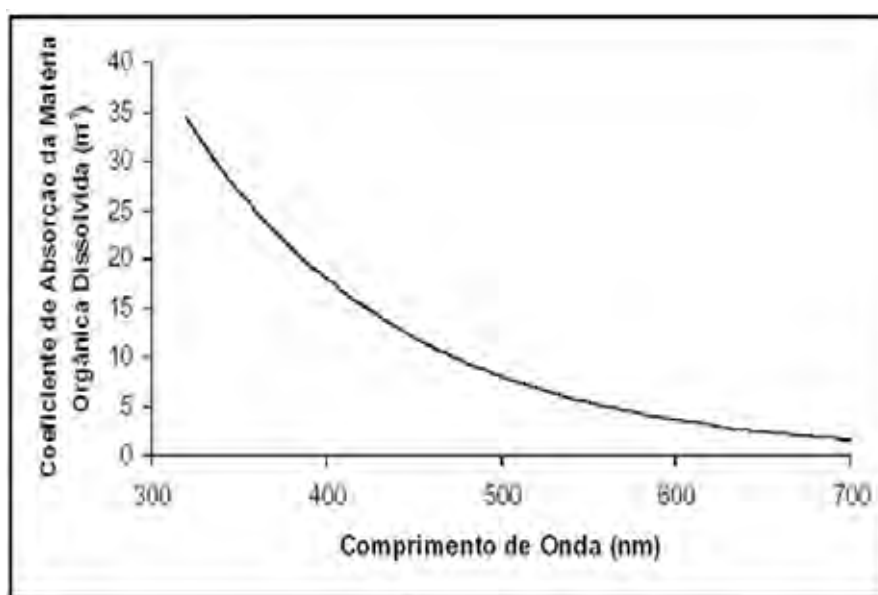


Figura 9-Curva de absorção de matéria orgânica obtidas em diferentes ambientes
Fonte: Kirk (1995).

A presença da matéria orgânica dissolvida em águas continentais é geralmente de fácil reconhecimento visual. Em águas marinhas, onde a concentração é muito menor, essa característica não é tão evidente, porém ainda é bastante importante para esses ecossistemas. Um parâmetro conveniente para indicar a concentração das substâncias amarelas na água é o coeficiente de absorção em 440 nm. Essa região corresponde ao ponto médio da região do azul em que a maioria das classes de algas tem em seu espectro de ação fotossintética (KIRK, 1994).

2.5 INFLUÊNCIA DA VEGETAÇÃO AQUÁTICA SUBMERSA NO DESENVOLVIMENTO FITOPLANCTÔNICO

A vegetação aquática submersa representa um componente muito importante nas zonas costeiras, estuarinos e águas continentais. Elas fornecem abrigo e comida para os peixes e invertebrados, além de fornecerem oxigênio. Durante o seu crescimento, as macrófitas retêm nitrogênio e fósforo, removendo o excesso de nutrientes, de modo a dificultar o florescimento do fitoplâncton (HAN e RUNDQUIST, 2003).

Devido ao impacto de atividades humanas nas margens dos reservatórios e lagoas, a qualidade da água pode sofrer alterações e, em consequência disso, alterar as características do sistema aquático. Dentre os impactos destacam-se as alterações no nível de flutuação da água e a eutrofização, os quais podem induzir a mudança de estado oligotrófico para um estado eutrofizado.

O estado trófico de lagos rasos está associado com a transparência da água ou turbidez, e consequentemente, com os níveis de interações no sistema. O estado de água turbida é decorrente da proliferação de algas fitoplanctônicas e cria condições desfavoráveis para o desenvolvimento de macrófitas (VAN DEN BERG et al., 1998 apud FERREIRA et al., 2008). Já o estado claro de transparência da água permite o desenvolvimento e sucessão da vegetação submersa e favorece condições meso a oligotróficas, prevenindo a dominância de cianobactérias, e portanto promovendo a valoração do ambiente para fins paisagísticos e recreacionais (VAN NES et al, 2002 apud FERREIRA et al, 2008).

Após sua decomposição, os restos dos tecidos lignificados das plantas aquáticas contribuem para a cadeia de detritos, disponibilizando carbono na forma particulada, o qual posteriormente se tornará disponível para os níveis primários e superiores após o processo mais lento de degradação do carbono detrital e mineralização (FERREIRA et al, 2008).

Os processos que podem governar lagos em diferentes estados de eutrofização operam em uma variedade de escalas temporais e frequências. A mudança entre dois estados pode ser tamponada por fatores que previnem tal condição mesmo quando sejam favoráveis. A resistência dos mecanismos de amortecimento depende de fatores como a liberação de nutrientes do sedimento, magnitude e duração de entrada de cargas externas de nutrientes, taxa de escoamento hidráulico, tempo de residência, rede trófica e sua ligação com a ciclagem interna de nutrientes (SCHEFFER et al., 1994; JEPPESEN et al., 1997 apud FERREIRA et al, 2008).

A Figura 10 apresenta um modelo conceitual das condições de estado claro e turbido e a relação com a presença de macrófitas. O modelo assume que acima de um nível de turbidez, as macrófitas se tornariam ausentes no sistema. As linhas sólidas representam estados estáveis alternativos. As flechas indicam o ponto de equilíbrio para cada estado após uma perturbação no sistema. A linha pontilhada representa a turbidez crítica que separa os dois estados alternativos.

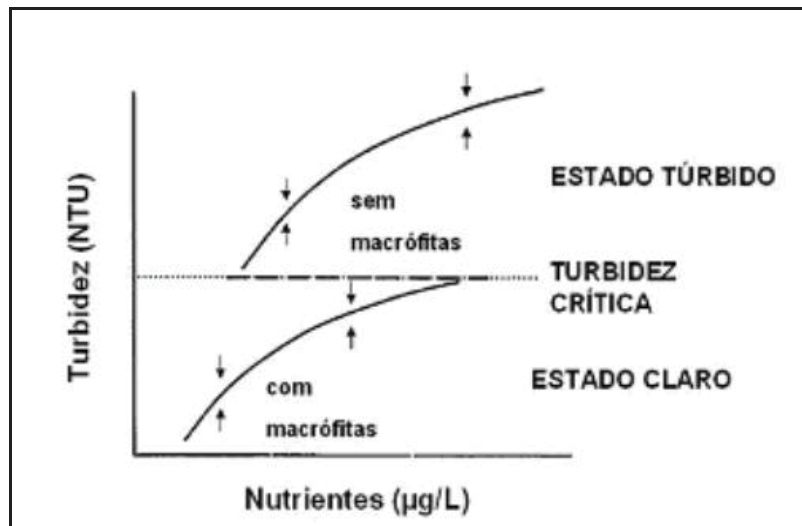


Figura 10-Modelo conceitual da presença de macrófitas em diferentes estados tróficos
 Fonte: Scheffer et al. (1993 apud FERREIRA et al., 2008).

Com o intuito de verificar a diferença da resposta espectral das macrófitas Han e Rundquist (2003) realizaram um experimento para verificar as mudanças nas feições das curvas espectrais de um ambiente apenas com macrófitas e outro com macrófitas e fitoplâncton. A partir da Figura 11(a) nota-se que acima de 700 nm o valor da reflectância se eleva, apresentando características típicas dos vegetais. Porém ocorre uma divisão do Plateau em dois picos (720-815 nm) devido à absorção da água. Além disso, conforme é aumentada a profundidade da planta aquática menores são os valores de reflectância.

Observa-se na Figura 11 (b) que ocorre um padrão de resposta similar após os comprimentos de onda superiores a 700 nm. Entretanto, a região do pico do verde (550 nm) apresenta aumento de reflectância conforme aumenta-se a profundidade das macrófitas. Isso se deve ao fato do aumento da reflectância causada pela presença de algas ao contrário da diminuição da reflectância das plantas aquáticas conforme o aumenta-se a profundidade.

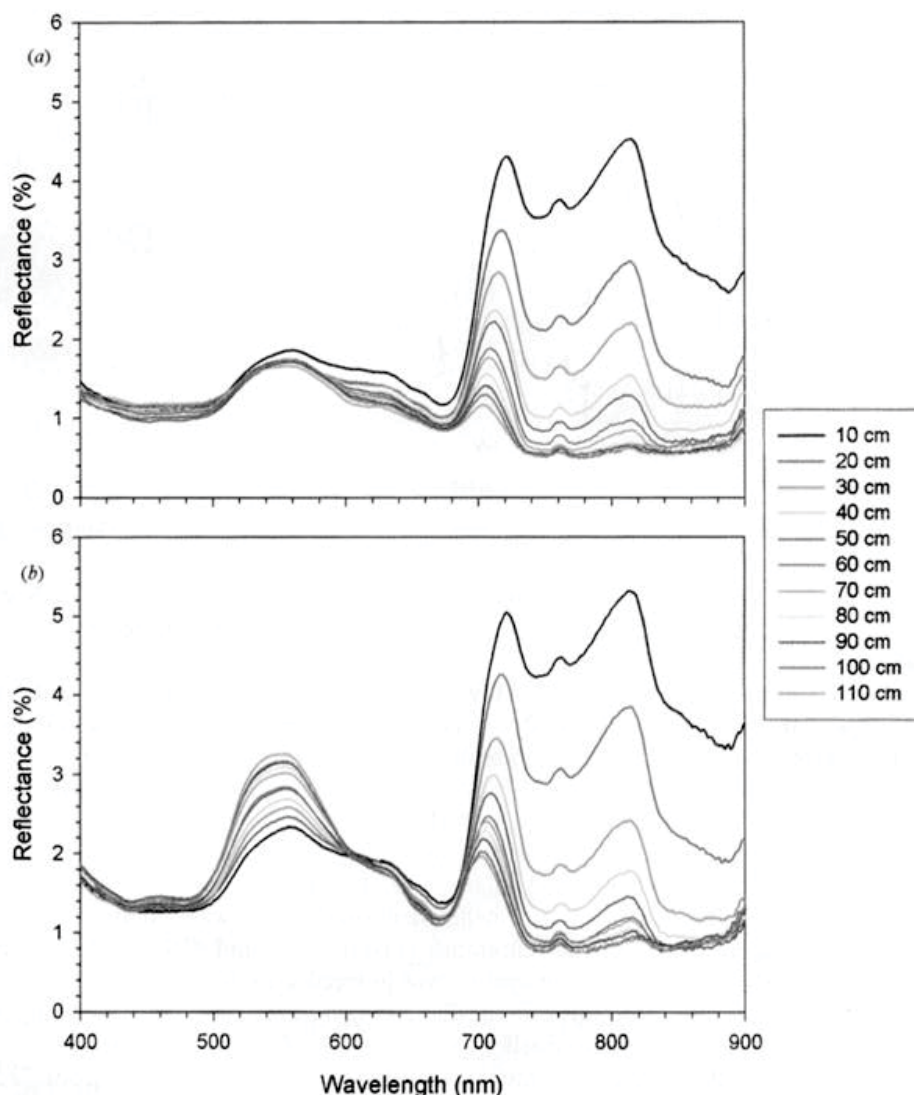


Figura 11-Reflectância da planta aquática *Ceratophyllum demersum* em diferentes profundidades: (a) na água pura; (b) na água com presença do fitoplâncton

2.6 FLUOROMETRIA

Quando uma molécula absorve a radiação eletromagnética, a forma como ela retorna ao estado fundamental é regida pela sua estrutura e pelas propriedades físico-químicas do seu ambiente local. No retorno ao estado fundamental podem acontecer três processos: perda de calor; transferência de energia a uma molécula adjacente; ou emissão de um fóton. Se esta emissão é de um estado singlete o processo é chamado de fluorescência, e o grupo molecular que emite a radiação é chamado de fluoróforo (NAKAEMA E SANCHES, 1999).

Embora os fluoróforos possam ser excitados em diferentes estados singletos de nível de energia (S_1 , S_2 , etc), uma rápida termalização ocorre invariavelmente, de modo que a emissão por fluorescência ocorre geralmente do estado vibracional mais baixo do primeiro estado eletrônico excitado (JAMESON et al., 2003). A Figura 12 mostra o diagrama de Perrin-Jablónski, no qual S_0 é o estado fundamental e S_1 e S_2 são estados eletrônicos excitados.

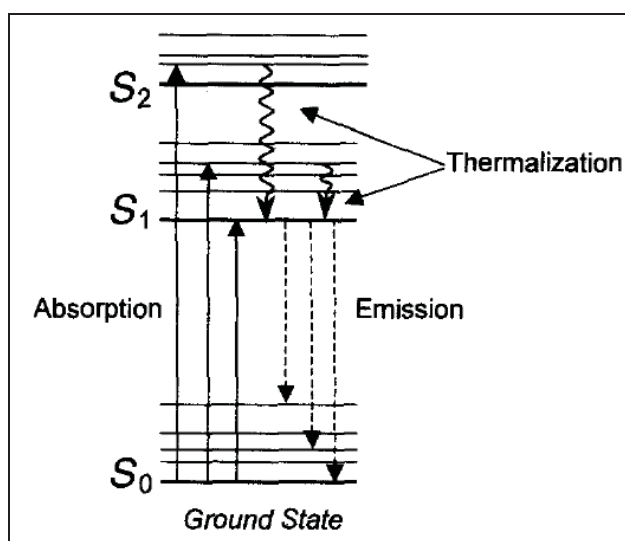


Figura 12- Diagrama de Perrin-Jablónski

Fonte: Jameson (2003)

O comprimento de onda ótimo para que haja absorção de luz pela molécula e os comprimentos de onda das emissões posteriores, são determinados basicamente pela estrutura da molécula; apesar de que parâmetros externos, como por exemplo, temperatura, pressão e concentração contribuam na intensidade da fluorescência. A singularidade do espectro de fluorescência para uma dada estrutura molecular torna possível a identificação de uma substância, assim como a intensidade da radiação pode ser utilizada para quantificar sua concentração (GROSS, 1972).

A energia de excitação, no sistema fotossintético ou em uma molécula, pode ser perdida pela re-emissão da radiação. Em células algais fotossintetizadoras, apenas uma pequena proporção (1%) da luz absorvida é perdida desta forma. A maioria da energia absorvida se for capturada inicialmente pela clorofila, carotenóide ou ficobiliproteína, é transferida por ressonância indutiva para os centros de reação para acarretar mudanças bioquímicas (KIRK, 1994).

Apesar dessa baixa proporção em relação ao total de luz absorvida, o monitoramento por fluorescência dos pigmentos contidos em organismos fotossintetizantes tem se mostrado uma técnica particularmente interessante, pois, a fluorescência é percebida externamente ao organismo de forma não destrutiva, permitindo uma melhor estimativa da concentração dos pigmentos. O poder de detecção da fluorescência é três vezes superior que ao de espectrometria de absorção, permitindo ser utilizada quando as concentrações são baixas ou a sua amplitude de variação é reduzida. Ademais, o método realizado em campo possibilita coletar um grande número de elementos amostrais, bem como a obtenção de dados em fluxo contínuo (TURNER DESIGNS, 2004).

A identificação de pigmentos fotossintetizantes por fluorescência se baseia na existência de aparatos fotossintéticos no fitoplâncton, que contém proteínas diretamente associadas à captura de fótons (pigmentos-antena), e dispõem de anéis de carbono que apresentam fluorescência. Essas proteínas podem ser encontradas em elementos presentes em corpos d'água, tais como a clorofila-*a* e a ficocianina, que é um elemento dominante em cianobactérias (RAVEN et al., 1978 apud BARBOSA, 2003).

A clorofila-*a*, naturalmente, absorve a luz azul e emite a luz vermelha. Assim, ela pode ser detectada pela fluorescência pela transmissão de um feixe de excitação de luz em 440 nm (azul) e pela detecção de luz emitida pela amostra em 680 nm (vermelho). Geralmente, a emissão de luz é diretamente proporcional a concentração do material em questão (TURNER DESIGNS, 2004).

A fluorescência dos pigmentos contidos nas cianobactérias é a única técnica disponível sensível o bastante para detectar cianobactérias em níveis naturais sem a necessidade de realização dos procedimentos de concentração e extração. Por esse motivo, esta técnica vem sendo usada por pesquisadores e gestores de mananciais de água para melhorar os sistemas de monitoramento da qualidade da água (TURNER DESIGNS, 2004). Isto é possível devido à fluorescência do pigmento ficocianina, cuja absorção se dá na região de 620 nm e emissão por fluorescência na região de 650 nm.

2.7 DETECÇÃO DE FICOCIANINA POR SENSORIAMENTO REMOTO

A seguir apresenta-se o estado da arte relacionado com a detecção de ficocianina a partir de Sensoriamento Remoto, destacando a utilização de imagens tomadas por sensores aéreos e orbitais, dados obtidos por espectrorradiômetros e medidas fluorimétricas de campo.

2.7.1 SENSORES ORBITAIS E AÉREOS

Os sensores podem ter a capacidade de obter uma informação específica sobre um determinado objeto ou sobre a extensão de um fenômeno geográfico. A energia eletromagnética emitida ou refletida por um objeto ou área é usada como um substituto da propriedade real. Para isso, é necessário o uso de técnicas visuais e de processamento digital de imagens.

As medidas radiométricas permitem caracterizar o comportamento espectral dos componentes da superfície terrestre, e a partir daí, inferir suas propriedades. Estes estudos começaram a ser realizados há quase meio século, principalmente em estudos de rochas e vegetação. A partir das diferentes substâncias opticamente ativas presentes na água pôde-se obter

padrões de absorção e retroespalhamento da absorção da energia, criando assinaturas espectrais para cada tipo de água.

Estudos que visam correlacionar a resposta espectral com a ocorrência de componentes opticamente ativos, os quais indicam a qualidade da água em reservatórios, têm sido relatados desde que imagens orbitais do sensor MSS do satélite Landsat tornaram-se disponíveis. A aquisição de informações com aplicações em recursos naturais pode ser feita por meio de sensores instalados em plataformas orbitais, como é o caso dos sistemas Landsat, CBERS e Ikonos (LIMA, 2006).

Uma das dificuldades em se utilizar o sensoriamento remoto nos estudos de sistemas aquáticos é a falta de informações sobre os componentes opticamente ativos da água em condições controladas de iluminação e medição. Além disso, é necessário relacionar as respostas espectrais com a composição e concentração dos pigmentos com os diversos grupos taxonômicos.

Kutser et al. (2006), em trabalhos anteriores, demonstrou a viabilidade do mapeamento quantitativo de cianobactérias com o sensor hiperespectral Hyperion, em condições de florescimento de algas. Entretanto, a resolução espacial e temporal deste sensor não permite o monitoramento regular do florescimento de cianobactérias em reservatórios. Ao analisar sensores multiespectrais, os autores não conseguiram separar águas dominadas por cianobactérias daquelas dominadas por outras espécies de algas utilizando imagens do ALI (Advanced Land Imager), Landsat ou MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer). Todavia, quando foram utilizadas as bandas 6 e 7 do sensor MERIS (Medium Resolution Imaging Spectrometer), pôde-se detectar a presença de florescimento de cianobactérias, porém apenas quando a concentração de clorofila-*a* já estava relativamente alta 10-30 mg/m³. Este resultado mostrou que o sensor MERIS não pode ser utilizado como sistema de alerta de florescimento de algas, uma vez que a concentração de clorofila-*a* de 4 mg/m³ já é considerada como florescimento no Oceano Báltico.

Vincent et al. (2004), em seus estudos, concluíram que a ficocianina pode ser detectada por meio de imagens do sensor TM Landsat, de modo a verificar a qualidade da água. Entretanto, os resultados obtidos pelos autores podem ser explicados apenas quando há correlação da ficocianina com alguma outra característica óptica que possui, por sua vez, correlação com os dados Landsat, como por exemplo a turbidez.

Simis et al. (2005) utilizaram imagens do sensor MERIS para monitorar populações de cianobactérias no Lago Loodsdrecht e Lago Ijsselmer, localizados na Holanda. Os valores estimados mais correlacionados com os dados do MERIS ocorreram quando houve alta abundância relativa de cianobactérias na comunidade fitoplanctônica. O erro na estimativa de ficocianina foi de 19.7% para concentrações acima de 80 µg/L. Os autores perceberam que a influência de outros pigmentos que absorvem a radiação em 620 nm e o efeito da composição do fitoplâncton nos parâmetros do modelo, merecem estudos mais aprofundados.

Os sistemas aéreos vêm sendo usados como alternativa para o sensoriamento do fitoplâncton e de outros parâmetros de qualidade da água, apresentando vantagens e desvantagens. Dentre as vantagens tem-se a maior resolução espacial e espectral em relação aos sensores instalados em plataformas orbitais, além do fato de se poder programar os canais necessários para o estudo. Entre as desvantagens tem-se uma resolução espectral mais baixa do que espectrorradiômetros de campo, a necessidade de calibração atmosférica e o alto custo envolvido na tomada dos dados.

Dentre as plataformas aéreas mais usadas para esta finalidade têm-se CAMS (Calibrated Airborne Multispectral Scanner), PMI (Programmable Multispectral Imager), CAESAR (CCD Airborne Experimental Scanner for Applications in Remote Sensing), CASI (Compact Airborne Spectrographic Imager) e AISA (Airborne Imaging Spectrometer For Applications) (SENGPIEL, 2007).

Sengpiel (2007) estimou a concentração de fitoplâncton (clorofila-*a* e ficocianina) utilizando o sensor hiperespectral aéreo AISA nos reservatórios Morse, Geist e Eagle Creek em Indiana, Estados Unidos. Para calibrar o sensor foram utilizadas medidas espectrorradiométricas de campo, bem como amostras de água analisadas em laboratório. Os resultados da autora mostraram que a reflectância espectral do sensor aéreo foi estatisticamente significativa na predição dos pigmentos clorofila-*a* e ficocianina nos três reservatórios.

2.7.2 ESPECTRORRADIÔMETROS DE CAMPO

Medidas com espectrorradiômetros de campo são comumente usadas em projetos de sensoriamento remoto porque são comparativamente menos onerosas, o equipamento é de fácil transporte e apresentam alta resolução espectral, sendo adequadas para a maioria das variáveis de qualidade da água que apresentam características ópticas (SENGPIEL, 2007).

Medidas espectrorradiométricas realizadas *in situ* são importantes para o desenvolvimento de algoritmos de extração de dados de sensoriamento remoto, de modo que seja possível a ligação entre esses dados e os dados tomados por sensoriamento remoto orbital ou aerotransportado. As medidas realizadas *in situ* eliminam alguns efeitos indesejáveis como a influência atmosférica e o efeito de escala (BARBOSA, 2005).

Os primeiros esforços para quantificar a ficocianina por meio de espectros de reflectância foram a linha de base semi-empírica (Dekker, 1993) e os algoritmos de razão de bandas (Schalles & Yacobi, 2000), focando na característica de absorção causada pela presença da ficocianina e da clorofila-*a* na região de 620-625 nm. Entretanto, os maiores problemas encontrados nesses algoritmos empíricos é que eles não consideram as variações de clorofila-*a* no ambiente nem a razão entre a ficocianina e a clorofila-*a*.

O sensor MERIS foi o primeiro a tornar possível a combinação de muitas bandas estreitas para detectar a presença de clorofila-*a* e pigmentos acessórios na região espectral do vermelho. Simis et al. (2005) basearam-se nas bandas desse sensor para criar o Algoritmo Semi-empírico de Razão de Bandas Aninhadas para quantificar a concentração de ficocianina. Os autores consideraram a razão de bandas na região de 709 e 620 nm para fazer a correção da absorção da clorofila-*a* e evitar a superestimação da ficocianina. Eles concluíram que os maiores erros do modelo foram apresentados com o decréscimo da razão entre a ficocianina e a clorofila-*a*, provando a evidência do efeito da absorção deste pigmento na região de 620 nm.

Randolph et al. (2008) avaliaram a espectroscopia de campo como método de avaliação de florescimentos de cianobactérias em dois lagos em Indianópolis, Estados Unidos. Os autores utilizaram o espectrorradiômetro ASD Fieldspec para estimar a concentração de ficocianina e clorofila-*a* por meio de algoritmos semi-empíricos (SIMIS et al., 2005). Para estimação da ficocianina, os autores utilizaram a região de absorção do espectro de 620 nm, obtendo uma correlação de 0,85. Os maiores erros foram obtidos quando a concentração de ficocianina estava abaixo de 10 µg/L e também onde a abundância de ficocianina era baixa em relação à clorofila-*a*. Os autores observaram uma forte correlação entre as concentrações de ficocianina e o biovolume de cianobactérias ($r = 0,89$), enquanto que a correlação entre clorofila-*a* e cianobactérias foi fraca ($r = 0,66$).

Ruiz-Verdú et al. (2008) avaliaram a eficácia de três algoritmos (Linha de base, Razão de Reflectância Única e Algoritmo Semi-empírico de Razão de Bandas Aninhadas) publicados para detectar ficocianina em águas continentais, usando dados radiométricos de campo obtidos na Holanda e Espanha no período de 2001 a 2005. Todos os algoritmos tiveram melhores performances em concentrações moderadas e altas de ficocianina (50-200 µg/L), de modo que valores abaixo de 50 µg/L apresentaram os maiores erros. O Algoritmo Semi-empírico de Razão de Bandas Aninhadas obteve os melhores resultados entre os valores reais medidos em campo e os estimados. Isto pode ser explicado pela correção da absorção da clorofila-*a* na região de 620 nm. Já Algoritmo de Razão de Reflectância Única foi insensível a mudanças na amplitude da reflectância espectral.

2.7.3 FLUORÔMETROS DE CAMPO

A avaliação da concentração da ficocianina é um procedimento trabalhoso e, em vista disso, vários métodos foram propostos para extrair esse pigmento de dentro das células como ciclos de congelamento-descongelamento; choque osmótico; moagem; disruptura enzimática e sonicação.

Infelizmente, estudos comparativos dos efeitos de tais métodos na estabilidade da estrutura da ficobiliproteína e suas propriedades de absorção ainda são carentes.

Os diferentes métodos apresentaram problemas de seletividade no tipo e robustez do material da célula (SIMIS et al., 2005). Nesse sentido, medições a partir da fluorescência vêm sendo usadas para o monitoramento da ficocianina, revelando-se uma forma não evasiva e não destrutiva de amostragem. A fluorescência espectral é baseada na excitação seletiva dos diferentes pigmentos entre os grupos taxonômicos das algas (RICHARDSON et al., 2010).

A fluorimetria é um método de análise usado na determinação quantitativa e qualitativa de substâncias que são capazes de emitir fluorescência. O método de análise por fluorescência *in vivo* é uma técnica simples que vem sendo usada por oceanógrafos e limnologistas há mais de trinta anos. Mais recentemente, esta técnica foi aprimorada para detecção de cianobactérias, por meio de seu pigmento característico, a ficocianina. Entre outros benefícios estão a rapidez e facilidade de coletar grandes quantidades de dados, além de reduzir o erro por não degradar as amostras.

Simis et al. (2007) compararam a abordagem fluorimétrica com dois métodos de extração de ficocianina. O primeiro método de extração da ficocianina foi baseado em ciclos de congelamento-descongelamento; o segundo método de extração foi a moagem mecânica em amostras concentradas em filtros de fibra de vidro e ressuspensão em glicerol. Após os dois métodos de extração a concentração de ficocianina foi computada por meio do espectro de absorção dos sobrenadantes das amostras centrifugadas. A quantificação da ficocianina por fluorescência foi tomada *in situ* utilizando o fluorômetro de campo Mini-tracka II calibrado de fábrica em intervalo 0,03-100 mg/m³ (Chealsea Instruments Ltd., Reino Unido). Os três métodos de quantificação de ficocianina apresentaram valores similares para medidas simultâneas, entretanto, os autores sugerem que se deve ter um cuidado minucioso para aquisição de medidas reais. Os mesmos autores sugerem que medidas *in vivo* da fluorescência da ficocianina sejam mais promissoras devido ao fato de não haver necessidade de preservar a amostra nem extrair o pigmento.

Seppala et al. (2007) utilizaram a fluorescência do pigmento ficocianina para realizar a detecção de cianobactérias. Para isso, foi utilizado um fluorômetro de campo Turner 10-AU instalado em um navio de carga com rota entre a Finlândia e a Alemanha. Além da ficocianina, foi mensurada a quantidade de clorofila-*a* e a turbidez, para avaliar a correlação entre as variáveis. Notou-se que a variabilidade da concentração da clorofila-*a* foi mais bem explicada pela fluorescência da ficocianina do que pela fluorescência da clorofila-*a*, indicando a dominância da cianobactérias na área de estudo.

Izydorczyk et al. (2005) utilizaram o fluorômetro Turner 10-AU-005 para fazer o monitoramento de cianobactérias por meio do pigmento ficocianina. O nível mínimo de detecção foi em torno de 15 mg de biomassa/L, indicando que o método poderia ser um eficiente mecanismo

para um sistema de alerta. Para encontrar a biomassa foi feita análise volumétrica das células usando a aproximação geométrica. O valor máximo de biomassa de cianobactérias encontrado foi de 50 mg/L. O estudo demonstrou boa correlação entre a fluorescência da ficocianina e a biomassa de cianobactérias ($r=0,65$), quando a biomassa de cianobactérias estava abaixo de 15 mg/L e o fitoplâncton estava dominado pela *Microcystis aeruginosa*. Notou-se que os valores de fluorescência alteraram rapidamente quando o vento estava forte, demonstrando a importância dessa variável na localização dos florescimentos de cianobactérias.

Os valores dispersos encontrados na correlação entre as variáveis podem ter sido provocados por mudanças na concentração de nitrogênio ou quantidade de luz atingindo o corpo d'água. Isto acontece porque a falta de nitrogênio induz a degradação da ficocianina, assim como a baixa intensidade de luz estimula a produção deste pigmento. Os autores não conseguiram encontrar boa correlação entre a fluorescência da ficocianina e o total de concentração de microcistina. Alguns autores já demonstraram que a concentração desta toxina por célula de cianobactéria não é constante, pois depende de parâmetros como temperatura e disponibilidade de nutrientes.

Existem poucos estudos comparando a fluorescência da ficocianina com outros parâmetros de biomassa de cianobactérias em florescimentos naturais. Gregor et al. (2007) utilizaram o fluorômetro Bio-Tek FLX 800 para detectar a presença de cianobactérias potencialmente tóxicas em um reservatório na República Tcheca. O fitoplâncton foi quantificado, por meio de contagem de células, em três profundidades diferentes: 10, 30 e 50 m. Os autores encontraram maior correlação da fluorescência com a contagem de células na profundidade de 10 m ($r =0,96$). Para as demais profundidades essa correlação caiu para $r =0,88$. Isso ocorreu pelo fato de que em profundidades maiores o número de células foi significativamente menor, aumentando a chance de erro no método de contagem. Entretanto, os resultados encontrados pelo autor dão suporte para a aplicabilidade da fluorescência da ficocianina na detecção e quantificação de cianobactérias.

Bastien et al (2011) constataram que alguns autores utilizam as concentrações de ficocianina como parâmetro de alerta para determinar a frequência de amostragem de água para identificação e contagem de cianobactérias. Desse modo, a amostragem seria otimizada em pontos que possuíssem maiores riscos, de forma a reduzir os custos em programas de monitoramento.

Tendo em vista que a fluorescência da ficocianina é altamente relacionada com a contagem de células, ao contrário da clorofila-a, Bastien et al (2011) em seus estudos, analisaram essa relação para a espécie *Microcystis aeruginosa*. Como não existem padrões de qualidade da água que considerem a concentração da ficocianina como parâmetro, os autores resolveram determinar os valores correspondentes em células por mL, para facilitar o monitoramento de florescimentos de cianobactérias. As análises foram realizadas em condições controladas no laboratório e amostras

coletadas em campo, sendo que o objetivo de sua pesquisa era avaliar o grau de confiabilidade de dois fluorômetros de campo: YSI 6600 e TRIOS micro Flu-blue.

Os limites de detecção encontrados para os fluorômetros foram: 1500 cel/mL para o YSI e de 0,69 ppb para o TRIOS. Os autores observaram que para a concentração de 1 ppb de ficocianina existia a proporção de aproximadamente 1260 células por mL. Sendo assim, o limite de 15 ppb de ficocianina, ou aproximadamente 19.000 cel cianobactérias/mL seria um bom critério de decisão de alerta da presença de cianobactérias, uma vez que o limite adotado por muitos gestores é de 20.000 cel cianobactérias/mL.

2.8 MODELO NUMÉRICO DO TERRENO

O Processo de construção de um modelo numérico do terreno (MNT) pode ser dividido em duas etapas: aquisição das amostras (amostragem) e geração do modelo propriamente dito (interpolação). Após a definição do modelo pode-se desenvolver diversas aplicações (FELGUEIRAS, 2001).

A amostragem compreende a aquisição de um conjunto de amostras representativas do fenômeno de interesse. Geralmente essas amostras estão representadas por curvas de isovalores e pontos tridimensionais. A interpolação envolve a criação de estruturas de dados e a definição de superfícies de ajuste com o objetivo de se obter uma representação contínua do fenômeno a partir das amostras. Essas estruturas são definidas de forma a possibilitar uma manipulação conveniente e eficiente dos modelos pelos algoritmos de análise contidos no sistema de informações geográficas. As estruturas de dados mais utilizadas são a grade regular e a malha triangular.

As aplicações são procedimentos de análise executados sobre os modelos digitais. As aplicações podem ser qualitativas, tais como a visualização do modelo usando-se projeções geométricas planares ou quantitativas tais como cálculos de volumes e geração de mapas de declividades.

O Média móvel é um dos interpoladores mais simples (média das cotas das amostras vizinhas) (FELGUEIRAS, 2001). Exemplos de variação desse esquema são interpoladores: vizinho mais próximo; média simples; média ponderada; média ponderada por quadrante e por cota.

$$Z_i = \frac{\sum_{j=1}^n W_{ij} Z_j}{\sum_{j=1}^n W_{ij}} \quad (1)$$

Z_i : cota de um ponto i qualquer da grade;

Z_j : cota de uma amostra j vizinha do ponto i da grade;

W_{ij} : fator de ponderação.

Interpolação por vizinho mais próximo: para cada ponto (x,y) da grade o sistema atribui a cota da amostra mais próxima ao ponto. Este interpolador deve ser usado quando se deseja manter os valores de cotas das amostras na grade, sem gerar valores intermediários. Ele se mostra eficiente se os pontos estão espaçados regularmente e precisam ser convertidos em arquivos de malha regular.

Interpolação por média simples: considera o valor de cota z do elemento da grade igual a média aritmética dos valores de cota das amostras vizinhas. Este interpolador é geralmente utilizado quando se requer maior rapidez na geração da grade.

Interpolação por média ponderada: o valor de cota de cada ponto da grade é calculado a partir da média ponderada das cotas dos 8 vizinhos mais próximos a este ponto, porém atribui-se pesos variados para cada ponto amostrado através de uma função que considera a distância do ponto cotado ao ponto da grade.

d: distância da amostra j ao ponto i da grade.

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

$$w(x,y) = \left(\frac{1}{d}\right)^{u=1}, \quad u = 1 = \text{expoente da função de ponderação}$$

$$f(x,y) = \frac{(\sum_1^8 w(x,y)) * z}{(\sum_1^8 w(x,y))} \quad (3)$$

onde:

z = valor da cota dos 8 vizinhos,

w(x,y) = função de ponderação,

f(x,y) - função de interpolação.

Esse interpolador produz resultados intermediários entre o interpolador de média simples e os outros interpoladores mais sofisticados, com tempo de processamento menor. Um estimador determinístico por média móvel pode considerar a anisotropia do atributo a partir da definição do

raio de busca dos vizinhos, que variam com a distância e com a direção. Entretanto na determinação dos pesos das amostras vizinhas por krigagem, há um formalismo mais rigoroso tendo em vista que tem sua base no modelo de correlação espacial denominado variografia (FELGUEIRAS, 2001).

Interpolação por média ponderada por quadrante: além da ponderação o espaço de projeção é dividido em 4 quadrantes e considera-se uma quantidade determinada de amostras por quadrante (Figura 13). Dessa maneira se garante amostras representativas de cada uma das 4 regiões definidas pelos quadrantes.

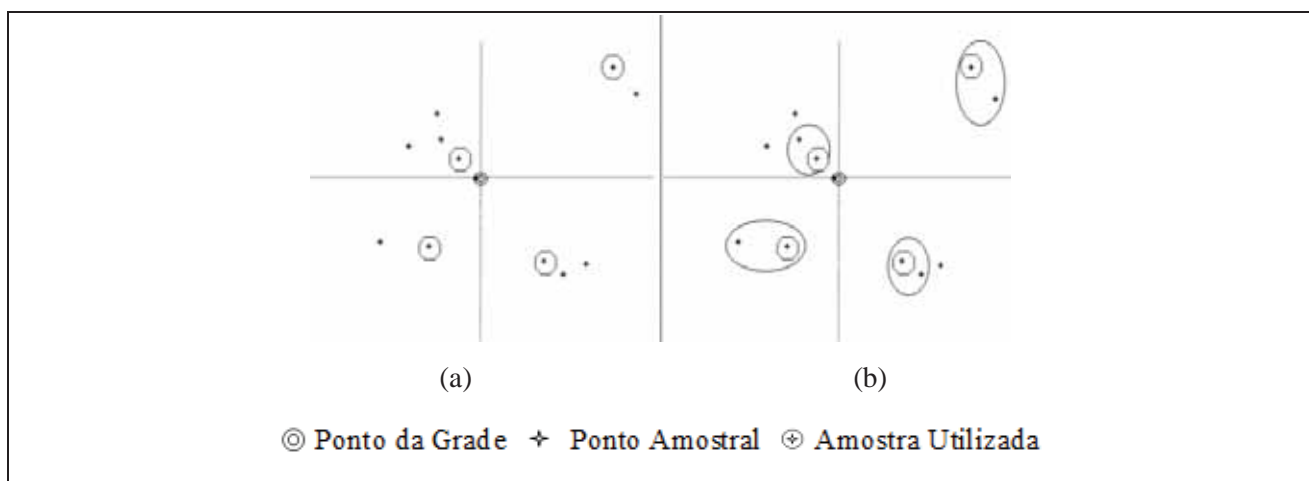


Figura 13- Interpolador por Média ponderada por quadrante utilizando-se 1 elemento amostral por quadrante em (a) e 2 elementos amostrais por quadrante em (b)

Fonte: Adaptado de Felgueiras (2001)

Interpolação por média ponderada por quadrante e por cota: além da ponderação e dos quadrantes, o valor de cota de cada amostra é considerada na estimativa. Utilizado geralmente em dados com curvas de nível, pois apresentam uma quantidade exagerada de pontos de mesma cota.

2.9 GEOESTATÍSTICA

Daniel Krige começou a publicar, na década de 1950, resultados baseados em estudos desenvolvidos por ele sobre dados referentes às atividades mineradoras na África do Sul. Desde então, a geoestatística tornou-se uma importante ferramenta na avaliação de jazidas minerais, estendendo-se para diversas áreas (ANDRIOTTI, 2003). As técnicas geoestatísticas podem ser usadas para descrever e modelar padrões espaciais (variografia), para estimar valores em locais não amostrados (krigagem), para obter a incerteza associada a um valor estimado em locais não amostrados e também para otimizar malhas de amostragem.

Segundo Landim (1998), a geoestatística é um ramo da estatística que trata de problemas referentes às variáveis regionalizadas, que possuem características tanto de variáveis verdadeiramente casuais quanto totalmente determinísticas. A variável possui a tendência de

apresentar valores muito similares em dois pontos vizinhos e a medida em que os pontos começam a se distanciar, os valores estimados se tornam cada vez mais distintos.

O termo variável regionalizada foi escolhido por Matheron visando alertar para o aspecto aleatório e estruturado dos fenômenos estudados. É aleatório no sentido que as medições podem variar consideravelmente entre si, sendo estruturado devido à ocorrência de certa lei no espaço (ANDRIOTTI, 2003).

A teoria das variáveis regionalizadas pressupõe que a variação de uma variável pode ser expressa pela soma de três componentes (BURROUGH, 1987 apud CAMARGO, 1997):

1. Uma componente estrutural, associada a um valor médio constante ou uma tendência constante;
2. Uma componente aleatória, espacialmente correlacionada;
3. Um ruído aleatório ou erro residual.

Nesse sentido, se x representa uma posição em uma, duas ou três dimensões, logo o valor da variável Z , em x , é dada por:

$$Z(x)=m(x)+\varepsilon'(x)+\varepsilon'' \quad (4)$$

Onde:

- $m(x)$ é uma função determinística descrevendo a componente estrutural de Z em x ;
- $\varepsilon'(x)$ é um termo estocástico, que varia localmente e depende espacialmente de $m(x)$;
- ε'' é um ruído aleatório não correlacionado, com distribuição normal e média zero.

A Figura 14 ilustra as três componentes principais da variação espacial. A Figura 14 (a) apresenta uma componente determinística que varia abruptamente, enquanto a Figura 14 (b) apresenta a componente determinística com uma tendência constante.

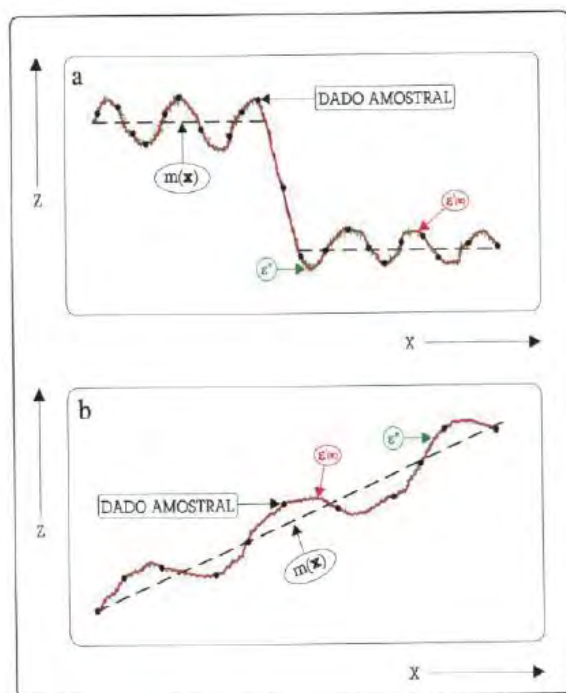


Figura 14- Principais componentes da variação espacial. (a) Variação abrupta e (b) Tendência constante

Fonte: (BURROUGH, 1987 apud CAMARGO, 1997)

As principais características das variáveis regionalizadas são:

- **Localização:** uma variável regionalizada é definida numericamente por um valor, que está associado a uma amostra de tamanho, forma e orientações específicas. Tais características geométricas da amostra são denominadas de suporte geométrico;
- **Anisotropia:** algumas variáveis regionalizadas são anisotrópicas, ou seja, apresentam variações graduais em uma determinada direção e variações irregulares em outras;
- **Continuidade:** a variação espacial de uma variável pode ser grande ou pequena, de acordo com o fenômeno estudado. Entretanto, uma continuidade média sempre está presente e pode ser analisada a partir do semivariograma.

A geoestatística utiliza os dados em duas etapas, primeiramente para estimar a autocorrelação espacial e depois para estimar valores em locais não amostrados. Assim, como outras técnicas estatísticas, ela baseia-se em um conceito probabilístico. Nesse sentido, é necessário um conhecimento prévio dos conceitos de estatística, de modo que se faz importante o estudo estatístico elementar dos dados para que as condições exigidas para aplicar o formalismo da geoestatística sejam satisfeitas (ANDRIOTTI, 2003).

De acordo com Webster e Oliver (2007), a geoestatística permite a estimativa de valores em locais não amostrados, de modo que não haja tendência e com um erro mínimo. Assim, pode-se lidar com propriedades que variam de modo não sistemático e em diferentes escalas.

Segundo Andriotti (2003), as vantagens da geoestatística sobre outras técnicas convencionais de predição são: o estudo da variabilidade espacial, a suavização, o desagrupamento (ou efeito de anular concentrações localizadas de observações), a determinação da anisotropia, a precisão e a estimativa do erro.

2.9.1 A FUNÇÃO ALEATÓRIA

Um modelo nada mais é que a representação do desconhecido. Embora a realidade seja única, existem várias representações possíveis, dependendo da informação disponível e o objetivo do estudo (GOOVAERTS, 1997). Os modelos podem ser classificados como determinísticos ou probabilísticos, dependendo do tipo de representação. Assim, o modelo pode ser único ou pode consistir em um conjunto de representações alternativas que representam valores desconhecidos.

O modelo determinístico associa um valor estimado a qualquer lugar não amostrado, porém sem determinar o erro potencial. Desse modo, este único valor estimado é tomado como um valor real, sendo que o erro é considerado nulo ou desprezível. Tal conceito pode ser considerado justificável quando o modelo é baseado em uma amostragem muito grande ou quando se conhece o comportamento da variável em questão. Entretanto, fenômenos naturais geralmente não são tão bem conhecidos, não sendo possível descartar o erro associado a tal representação (GOOVAERTS, 1997).

Por outro lado, o modelo probabilístico fornece um conjunto de possíveis valores com suas correspondentes probabilidades de ocorrência. Tal representação reflete nossa falta de conhecimento do valor não amostrado.

Nesse sentido, uma variável aleatória é uma medida de particularidades que se esperava variar de acordo com suas probabilidades, de modo que sua distribuição é caracterizada por parâmetros como a média e a variância da distribuição normal. Assim, quando a variável aleatória recebe diferentes valores em função da sua localização tem-se o conceito de variável regionalizada.

Se o número possível de valores da variável aleatória for finito para qualquer ordenação, a variável é dita discreta ou categórica. Todavia, se o atributo tem uma variação contínua de possíveis valores com uma ordenação natural, então ele é modelado como uma variável contínua (GOOVAERTS, 1997).

Um conjunto de variáveis aleatórias constitui uma função aleatória, um processo aleatório, ou um processo estocástico (WEBSTER e OLIVER, 2007). Para realizar inferências estatísticas é necessário levar em consideração algumas hipóteses sobre as funções aleatórias em estudo. Estas são chamadas de hipóteses restritivas e objetivam reduzir os parâmetros dos quais depende sua lei.

2.9.2 HIPÓTESES RESTRITIVAS

Uma função aleatória é dita estacionária se a função de distribuição acumulada é invariante por translação. Isto significa que quaisquer dois vetores das funções $Z(u)$ e $Z(u+h)$ têm a mesma função multivariada de distribuição acumulada para qualquer translação do vetor h (GOOVAERTS, 1997). A estacionariedade é uma propriedade intrínseca do modelo tomada como verdadeira pelo usuário, ou seja, não é uma hipótese que pode ser aceita ou refutada a partir dos dados.

Uma função aleatória é não estacionária quando apresenta uma deriva, ou seja, sua esperança matemática não é constante em todo o campo estudado. A presença de tendências e a heterogeneidade da variável aleatória estão entre as causas da não-estacionariedade do fenômeno (ANDRIOTTI, 2003).

- Hipótese de estacionariedade de ordem 2

Segundo Camargo (1997), uma função aleatória $Z(x)$ é dita estacionária quando a componente determinística $m(x)$ é constante, ou seja, não há tendências na região. Assim, a diferença média entre os valores observados de x e $x+h$, separados por um vetor de distância h é nula.

$$E[Z(x)-Z(x+h)] = 0 \text{ ou } E[Z(x)] = E[Z(x+h)] = m(x) = m \quad (5)$$

Onde,

E representa o operador esperança matemática.

Admite-se também que a covariância entre os valores de $Z(x)$ e $Z(x+h)$, distanciados por um vetor distância h , existe e depende somente de h . Logo:

$$C(h) = \text{Cov}[Z(x)+Z(x+h)] = E[(Z(x)-m).(Z(x+h)-m)] = E[Z(x).Z(x+h)] - m^2 \quad (6)$$

onde,

$$\text{Cov}[Z(x)+Z(x+h)] \text{ é a covariância entre } Z(x) \text{ e } Z(x+h) \quad (7)$$

Desse modo, a estacionariedade da covariância implica na estacionariedade da variância e também do semivariograma. Assim, sob a hipótese de estacionariedade de 2ª ordem, a covariância e o semivariograma são formas alternativas de caracterizar autocorrelação dos pares $Z(x)$ e $Z(x+h)$ separados pelo vetor h (CAMARGO, 1997).

Entretanto, as restrições impostas para a estacionariedade de 2ª ordem podem não ser satisfeitas para alguns fenômenos físicos que apresentam uma capacidade infinita de dispersão. Neste caso, pode-se aplicar a hipótese intrínseca, por ser menos restritiva (DAVID, 1977 apud CAMARGO, 1997).

- Hipótese intrínseca

Uma função aleatória $Z(x)$ é estacionária intrínseca quando: atende o critério de estacionariedade de ordem 1, ou seja, a estacionariedade da média; para todo vetor h , a diferença entre $Z(x)$ e $Z(x+h)$ possui uma variância finita, que não depende de x , mas unicamente do vetor h :

$$\text{Var}[Z(x)-Z(x+h)] = E[Z(x)-Z(x+h)]^2 = 2\gamma(h) \quad (8)$$

Deste modo, esta hipótese requer somente a estacionariedade do semivariograma, sem nenhuma restrição quanto à variância. Portanto, a estacionariedade de segunda ordem implica a hipótese intrínseca, mas o inverso não é verdadeiro, pois uma função aleatória intrínseca não precisa ser estacionária de ordem 2 (GOOVAERTS, 1997).

2.9.3 PARÂMETROS DO SEMIVARIOGRAMA

As ferramentas fundamentais da geoestatística no estudo do comportamento das variáveis regionalizadas são o semivariograma e a interpolação por krigagem (LANDIM, 1998). O semivariograma mostra a medida do grau de dependência espacial entre os elementos da amostra de uma variável. Para o estudo das variáveis regionalizadas é importante conhecer os principais parâmetros do semivariograma (Figura 15): patamar, efeito pepita, contribuição e alcance.

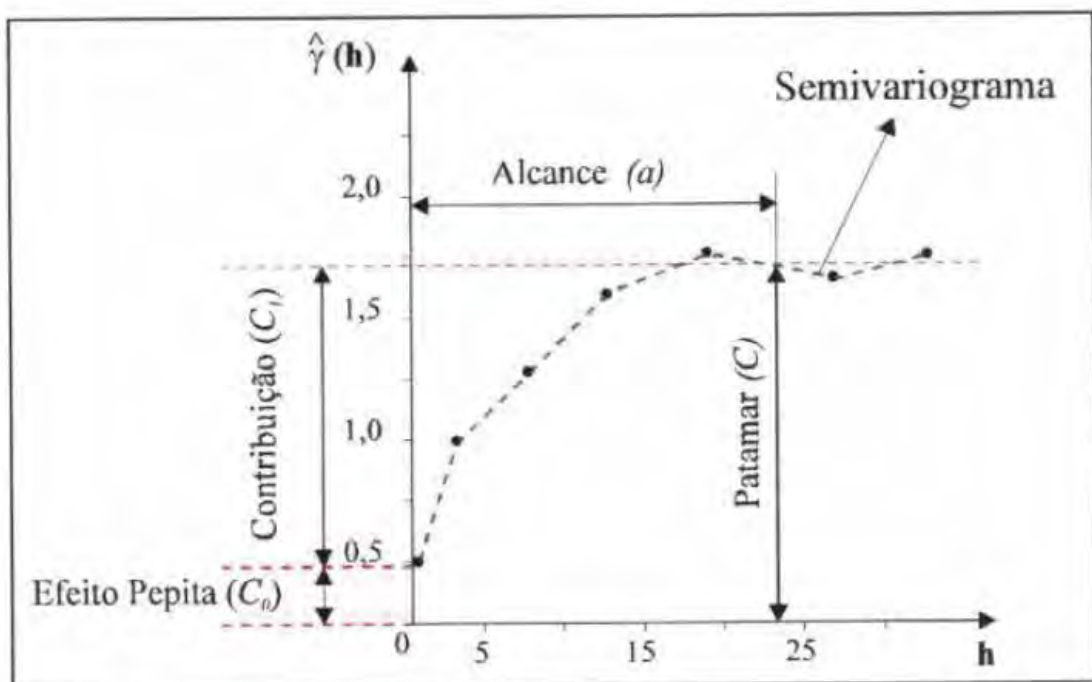


Figura 15-Parâmetros do semivariograma
Fonte: Camargo (1997)

Os principais parâmetros do semivariograma são:

- Alcance (a) ou “*range*”: representa a distância limite dentro da qual os elementos amostrais apresentam dependência espacial.
- Patamar (C) ou soleira (“*sill*”): é o valor do semivariograma correspondente ao seu alcance. Assim, considera-se que de deste ponto em diante não existe mais dependência espacial entre as amostras, porque a variância da diferença entre os pares de amostras torna-se aproximadamente constante.
- Efeito Pepita (C_0) ou “*nugget effect*”: este parâmetro refere à descontinuidade na origem do semivariograma. O efeito pepita é o valor da semivariância para a distância zero e representa a componente da variabilidade espacial que não pode ser correlacionada com uma causa específica.
- Contribuição (C_1): é a diferença entre o patamar e o efeito pepita.

2.9.4 CÁLCULO DO SEMIVARIOGRAMA A PARTIR DE AMOSTRAS IRREGULARMENTE ESPAÇADAS

A irregularidade da distribuição dos dados no espaço bidimensional faz com que não seja possível encontrar pares de amostras suficientes com exatamente o mesmo espaçamento, como uma malha regular, para o cálculo em uma determinada direção. Para contornar essa situação define-se uma distância de tolerância, para o espaçamento entre os pares de amostra de um ângulo de tolerância, definido em certa direção (Figura 16) (LANDIM, 1998).

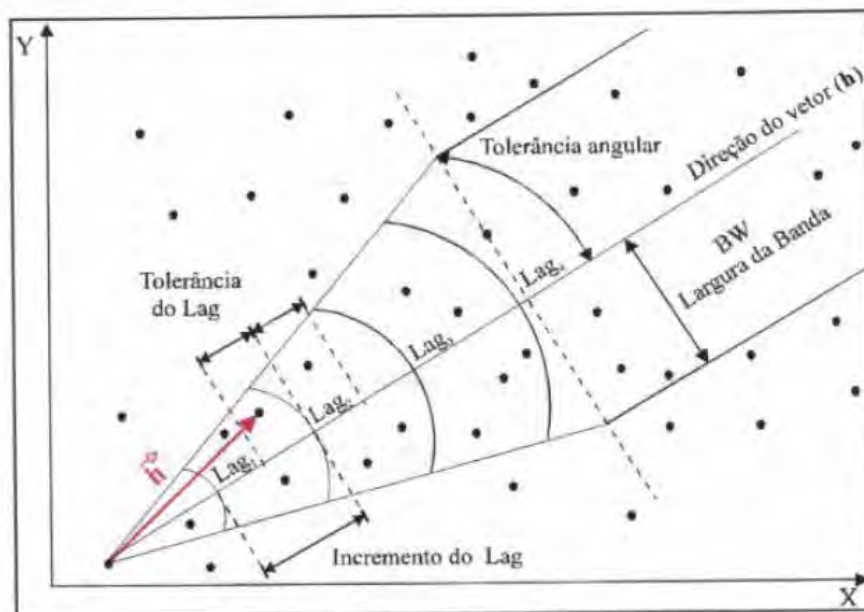


Figura 16- Parâmetros para obtenção de valores do semivariograma a partir de rede irregular
Fonte: Camargo (1997)

De acordo com Landim (1998), para a utilização do semivariograma, as seguintes suposições são necessárias:

- as diferenças entre os pares de valores de amostras são determinadas apenas pela orientação espacial relativa dessas amostras;
- foca-se apenas na média e na variância das diferenças, significando que esses dois parâmetros só dependem da orientação (hipótese intrínseca);
- assume-se que os valores não apresentam tendência, e assim, a preocupação será apenas com a variância das diferenças entre os valores das amostras.

2.9.5 ANISOTROPIA

Se os semivariogramas para diferentes direções tiverem o mesmo comportamento, diz-se haver isotropia da variável em questão; caso contrário há anisotropia. A anisotropia equivale à existência de direções privilegiadas que condicionaram a gênese do fenômeno sob estudo (ANDRIOTTI, 2003).

O modo convencional para detectar a anisotropia é por meio da comparação dos semivariogramas experimentais computados em algumas direções (Figura 17). Os mapas de semivariograma podem facilitar a detecção das direções de anisotropia (GOOVAERTS, 1997). O mapa de semivariograma, também conhecido como semivariograma de superfície, consiste na plotagem dos valores do semivariograma experimental em um sistema de coordenadas.

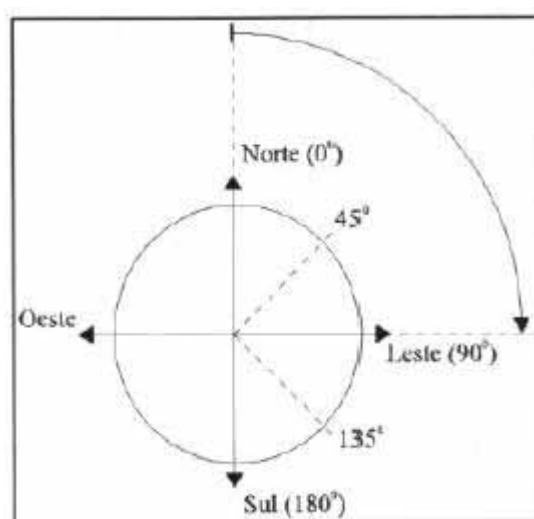


Figura 17- Direções convencionais usadas para descobrir a anisotropia
Fonte: CAMARGO (1997)

Dois tipos de anisotropia podem ser detectados: a anisotropia geométrica e a anisotropia zonal. Assim, para modelar a anisotropia é necessário identificar inicialmente os eixos de maior e menor variabilidade espacial da variável em estudo, por meio do auxílio do mapa de semivariograma. Em seguida, geram-se os semivariogramas relativos a essas duas direções e procede-se o ajuste dos mesmos.

- Anisotropia geométrica

De acordo com Goovaerts (1997), a anisotropia é dita geométrica quando:

1. os semivariogramas direcionais tem a mesma forma e patamar, porém diferentes valores de alcance (Figura 18);
2. o diagrama de rosa é uma elipse (Figura 19).

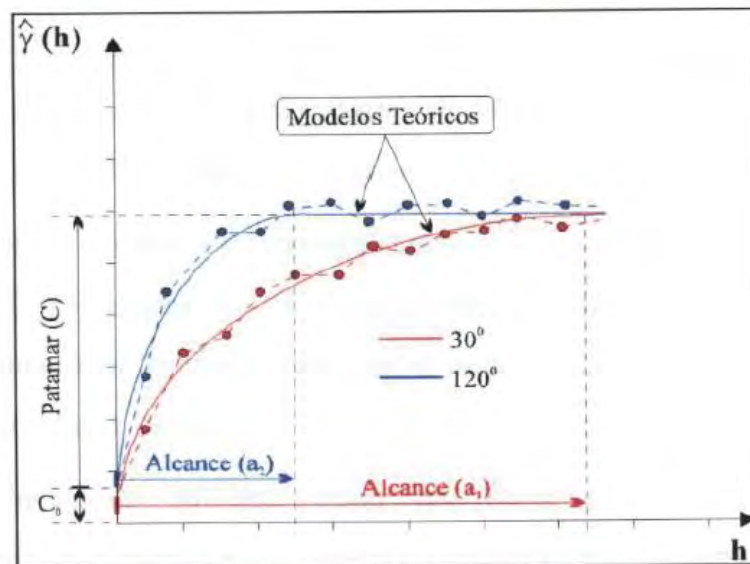


Figura 18- Anisotropia geométrica
Fonte: Camargo (1997)

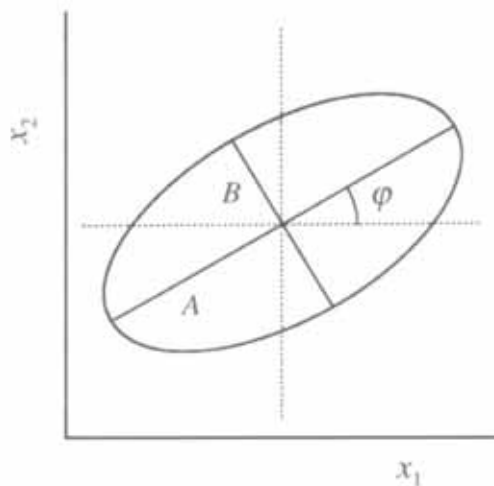


Figura 19- Diagrama de rosa
Fonte: Webster e Oliver (2007).

A Figura 19 apresenta o diagrama de rosa, no qual o maior eixo da elipse (A) corresponde à direção de máxima continuidade, sendo o fator de anisotropia geométrica definido como a razão entre o alcance na direção de menor continuidade e o alcance na direção de maior continuidade (CAMARGO, 1997).

- Anisotropia zonal

A anisotropia zonal (Figura 20) é mais complexa do que a geométrica, ocorrendo quando os semivariogramas correspondentes a direções diferentes são distintos, apresentando patamares diferentes, o que não ocorre na anisotropia geométrica (ANDRIOTTI, 2003).

Assim como a isotropia, a anisotropia zonal também é pouco presente nas variáveis ambientais. O mais comum é encontrar combinações da anisotropia zonal e geométrica, denominada anisotropia combinada (CAMARGO, FUCKS E CÂMARA, 2002).

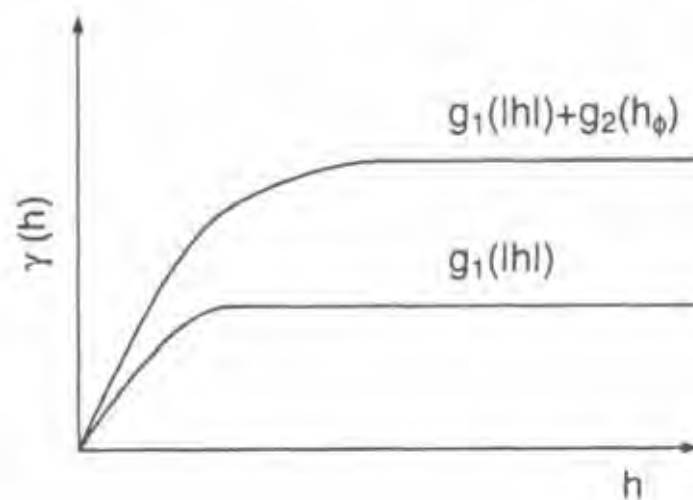


Figura 20- Anisotropia zonal
Fonte: Goovaerts (1997)

- Anisotropia combinada

Segundo Isaaks e Srivastava (1989), a anisotropia zonal pode ser considerada como um caso particular da anisotropia geométrica, ao se supor um fator de anisotropia muito grande. Ocorre quando se têm diferentes alcances e patamares, como apresentado na Figura 21.

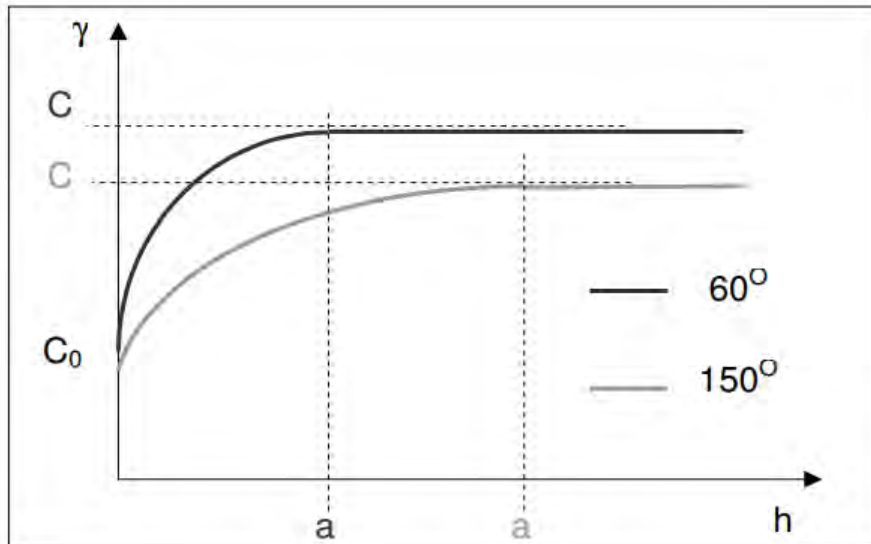


Figura 21- Anisotropia Combinada
 Fonte: Camargo (1997)

2.9.6 MODELOS TEÓRICOS DE SEMIVARIOGRAMAS

Após a construção do semivariograma experimental pode-se ajustá-lo a um modelo teórico. Esse processo envolve várias tentativas, podendo ser realizado com auxílio de algoritmos ou por um ajuste manual. Os modelos teóricos mais utilizados são: o esférico, o exponencial e o gaussiano. A Figura 22 apresenta os três modelos construídos com mesmo alcance.

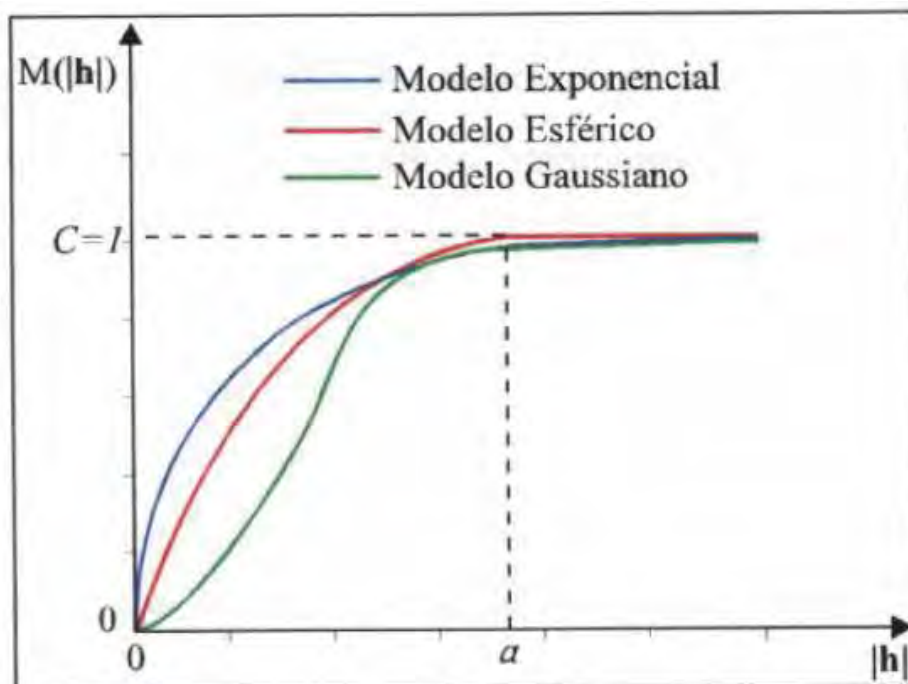


Figura 22-Modelos teóricos de semivariogramas
 Fonte: Camargo (1997)

- Modelo esférico

Entre as variáveis mais estudadas em geociências, o modelo esférico é o mais utilizado. Pode-se afirmar que equivale à função de distribuição normal da estatística clássica. A Equação 9 apresenta sua expressão geral.

$$\text{Sph}(|h|) = \begin{cases} 0, & |h| = 0 \\ 1,5 \left(\frac{|h|}{a}\right) - 0,5 \left(\frac{|h|}{a}\right)^3, & 0 < |h| < a \\ 1, & |h| > a \end{cases} \quad (9)$$

- Modelo exponencial

Este modelo também é muito utilizado, sendo sua expressão geral:

$$\text{Exp}(|h|) = \begin{cases} 0, & |h| = 0 \\ 1 - \exp\left(\frac{-|h|}{a}\right), & |h| \neq 0 \end{cases} \quad (10)$$

O modelo exponencial atinge o patamar assintoticamente, com o alcance prático definido como a distância na qual o valor do modelo é 95% do patamar (Isaaks e Srivastava, 1989).

- Modelo Gaussiano

O modelo Gaussiano é um modelo transitivo, muitas vezes utilizado para modelar fenômenos extremamente contínuos (CAMARGO, FUCKS E CÂMARA, 2002). Sua formulação é dada por:

$$\text{Gau}(|h|) = \begin{cases} 0, & |h| = 0 \\ 1 - \exp\left(-\frac{|h|}{a}\right)^2, & |h| \neq 0 \end{cases} \quad (11)$$

O modelo gaussiano é semelhante ao modelo exponencial, porém o que o diferencia dos demais modelos é seu comportamento parabólico próximo da origem.

2.9.7 KRIGAGEM

Camargo (2000) afirma que quando se aplica modelos inferenciais para realizar a interpolação são obtidos melhores resultados. Um desses modelos é a Krigagem, o qual se baseia na teoria das variáveis regionalizadas. Essa teoria considera que as diferenças entre os valores assumidos pelas variáveis dependem de uma componente estrutural, associada a uma tendência, uma componente aleatória, espacialmente correlacionada e um ruído residual.

A Krigagem é um nome genérico adotado pelos geoestatísticos para uma família de algoritmos generalizados de regressão dos mínimos quadrados, em reconhecimento ao trabalho pioneiro de Daniel Krige, em 1951 (GOOVAERTS, 1997). Todos seus estimadores são variações da regressão linear básica, tendo como objetivo em comum minimizar a estimativa do erro.

Landim (1998) afirma que a Krigagem pode ser usada para:

- Previsão do valor pontual de uma variável regionalizada em um determinado local, levando em consideração todos os valores observados.
- Cálculo médio de uma variável regionalizada para um volume maior que o suporte geométrico.
- Estimação do “*drift*” (tendência principal), de modo similar à análise de superfícies de tendência.

Em todas as situações o método fornece, além dos valores inferidos, o erro associado a tal estimação, sendo esta a diferença dos demais métodos de interpolação. Assim, a Krigagem extrai informações a partir do semivariograma para encontrar pesos ótimos a serem associados às amostras para a estimativa do valor em um determinado ponto (LANDIM, 1998).

Em sua formulação original a Krigagem estimada em cada local era simplesmente uma soma linear ou média ponderada dos dados em relação à vizinhança. Desde então, ela está sendo elaborada para tentar resolver problemas cada vez mais complexos (WEBSTER e OLIVER, 2007), por meio de uma série de métodos de mínimos quadrados para predição espacial, denotados krigagem simples, krigagem ordinária, krigagem indicativa, cokrigagem, krigagem bayesiana, entre outros.

Neste trabalho será utilizada a krigagem ordinária, que é uma estimação linear para uma variável regionalizada que satisfaz a hipótese intrínseca. Ao contrário da Krigagem simples, que exige o conhecimento da média (hipótese de estacionariedade de ordem 2), neste caso a média é desconhecida (LANDIM, 1998).

Considerando-se a estimação pontual primeiramente, estima-se Z no ponto \mathbf{x}_0 por $Z(\mathbf{x}_0)$ (WEBSTER e OLIVER, 2007):

$$Z(\mathbf{x}_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(\mathbf{x}_i) \quad (12)$$

onde os λ_i são os pesos e $Z(\mathbf{x}_i)$ são os valores de Z para $i=1,2,3,\dots,n$

Para garantir que a estimativa seja não-tendenciosa os pesos são atribuídos para que a somatória seja 1:

$$\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1 \quad (13)$$

O erro esperado é nulo: $E[Z^{\wedge}(\mathbf{x}_0) - Z(\mathbf{x}_0)] = 0$, e a estimativa da variância é:

$$\text{var}[\hat{Z}(\mathbf{x}_0)] = 2 \sum_{i=1}^n \lambda_i \gamma(\mathbf{x}_i, \mathbf{x}_0) - \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \lambda_i \lambda_j \gamma(\mathbf{x}_i, \mathbf{x}_j) \quad (14)$$

Onde $\gamma(\mathbf{x}_i, \mathbf{x}_j)$ é a semivariância de Z entre os dados \mathbf{x}_i e \mathbf{x}_j , e $\gamma(\mathbf{x}_i, \mathbf{x}_0)$ é a semivariância entre o i ésimo ponto e o ponto \mathbf{x}_0 .

Minimizando a variância do erro, sob a condição de que a somatória dos pesos é 1, os pesos λ_i são obtidos a partir de um sistema de equações denominado de sistema de krigagem ordinária:

$$\sum_{j=1}^n \lambda_j C(\mathbf{x}_i, \mathbf{x}_j) - \alpha = C(\mathbf{x}_i, \mathbf{x}_0)$$

para $i=1,2,3,\dots,n$

(15)

$$\sum_{j=1}^n \lambda_j = 1$$

(16)

Onde α é o multiplicador de Lagrange necessário para a minimização da variância do erro.

O sistema de krigagem ordinária pode ser escrito em forma de notação matricial como:

$$K.\lambda = k \quad \rightarrow \quad \lambda = K^{-1}.k \quad (17)$$

onde,

K e k são matrizes de covariâncias e λ o vetor dos pesos

$$K = \begin{bmatrix} C_{11} & C_{12} & \dots & C_{1n} & 1 \\ C_{21} & C_{22} & \dots & C_{2n} & 1 \\ \vdots & \vdots & \dots & \vdots & \vdots \\ C_{n1} & C_{n2} & \dots & C_{nn} & 1 \\ 1 & 1 & \dots & 1 & 0 \end{bmatrix}, \quad \lambda = \begin{bmatrix} \lambda_1 \\ \lambda_2 \\ \vdots \\ \lambda_n \\ \alpha \end{bmatrix} \quad \text{e} \quad k = \begin{bmatrix} C_{10} \\ C_{20} \\ \vdots \\ C_{n0} \\ 1 \end{bmatrix} \quad (18)$$

3. MATERIAL E MÉTODO

Considerando a proposta geral desta pesquisa que é realizar a inferência espacial de cianobactérias a partir da fluorometria do pigmento ficocianina, bem como dos objetivos específicos delineados, foi definido um procedimento metodológico que incluiu a utilização de conjunto de instrumentos sensores, dados e imagens, assim como o desenvolvimento de atividades realizadas em dois níveis. O primeiro, exploratório, que culminou com a definição de uma área estudos e da época mais propícia para a ocorrência de fitoplâncton na área selecionada, e o segundo nível, constitui-se da coleta de dados propriamente dita, que implicou em uma amostragem mais densa nessa área de estudos.

3.1 MATERIAL

- Fluorômetro Turner 10-AU

Este equipamento é utilizado para detecção da fluorescência *in vivo* da clorofila-*a*, disponibilizado pela Faculdade de Ciências Agrônomicas da UNESP, Botucatu. O fluorômetro 10-AU oferece medidas diretas de fluorescência de clorofila *a* e pigmentos fitoplanctônicos em células algais vivas. Pelo fato de não necessitar de um tratamento especial das amostras, a técnica de fluorescência *in vivo* é ideal para a definição de perfis em tempo real (TURNER DESIGNS, 2004).

O fluorômetro 10-AU tem o comprimento de onda selecionado para excitação da clorofila na região do azul. Para capturar a emissão de fluorescência ele possui o filtro localizado na região do vermelho. Depois disso, a radiação emitida por fluorescência é convertida em um sinal elétrico para sua quantificação.

- Fluorômetro Unilux

O Fluorômetro Unilux, da Chelsea Technologies, é um dispositivo de tamanho reduzido, desenvolvido para o monitoramento da qualidade da água capaz de detectar e quantificar, em baixas concentrações, o pigmento ficocianina presente em cianobactérias. Para isso, o equipamento opera com a radiação emitida e excitada por fluorescência *in vivo*. O equipamento possui um sensor óptico com filtro de excitação para ficocianina em 610 nm e detecção do comprimento da onda em 685 nm.

- Espectrorradiômetro de campo

O espectrorradiômetro de campo é utilizado para obtenção das curvas de reflectância da água. Desse modo, pode-se conhecer o comportamento espectral dos componentes opticamente ativos presentes na área de estudo. O modelo utilizado foi o Espectrorradiômetro ASD FieldSpec HandHeld, com intervalo de banda de 325-1075 nm e intervalo amostral de 1,6 nm.

- Dados Limnológicos

Os dados limnológicos são adquiridos para a caracterização do ambiente aquático da área de estudo. Os aparelhos utilizados foram: turbidímetro, pHmêtro, oxímetro, condutivímetro e disco de Secchi.

- Barco.

- Sistema do posicionamento por satélite, GPS de navegação Garmin.

- Softwares:

SPRING: O produto SPRING (Sistema para processamento de informações georreferenciadas) é um banco de dados geográfico desenvolvido pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). O SPRING possui sistemas específicos para realizar o geoprocessamento. Esses sistemas são comumente tratados como Sistemas de Informações Geográficas.

Para este trabalho, este software foi utilizado para delimitação da área de estudos, localização espacial das amostras de ficocianina e de clorofila-a, interpolação de dados, fatiamento e classificação.

IDRISI: O software IDRISI for Windows constitui-se de um Sistema de Informações Geográficas e de processamento de imagens desenvolvido pelo “Graduate School of Geography”, da “Clark University”, projetado para a análise de dados geográficos em formato matricial. Consiste de um programa principal de interface e mais de 150 módulos que fornecem facilidades da entrada, visualização e análise de dados geográficos. O IDRISI trabalha de forma analítica matriz (imagem), cobrindo um amplo espectro de necessidades de SIG (Sistema de Informação Geográfica) e de Sensoriamento Remoto, desde consulta a banco de dados e modelagem espacial, até realce e classificação de imagens (EASTMAN, 1998 apud ENNES, 2008).

O software IDRISI foi utilizado nesse estudo para analisar o comportamento espacial dos dados de ficocianina e clorofila-a, modelagem e interpolação por Krigagem Ordinária.

- **Imagens Landsat**

A série LANDSAT teve início na segunda metade da década de 60, a partir de um projeto desenvolvido pela Agência Espacial Americana e dedicado exclusivamente à observação dos recursos naturais terrestres. Essa missão foi denominada Earth Resources Technology Satellite (ERTS) e em 1975 passou a se denominar Landsat.

A missão, em sua maioria, foi gerenciada pela National Aeronautics and Space Administration (NASA) e pela U.S. Geological Survey (USGS) e envolveu o lançamento de sete satélites. A série Landsat continua em atividade até hoje, o que significa mais de 30 anos contribuindo para a evolução das técnicas de sensoriamento remoto em instituições do mundo todo.

As imagens utilizadas para o auxílio da compreensão dos períodos de maior concentração de sedimentos na água foi do satélite Landsat 5. Esse satélite se encontra em uma altitude de 705 Km com período de revisita de 16 dias. O sensor instalado a bordo é o TM (Thematic Mapper) com resolução espacial de 30 m e resolução radiométrica de 8 bits.

- **Imagens RapidEye**

O Sistema RapidEye é formado por uma constelação de cinco satélites de Sensoriamento Remoto, idênticos e posicionados em órbita síncrona com o sol, com igual espaçamento entre cada satélite.

Cada um dos cinco satélites da RapidEye efetua 15 voltas por dia em torno do planeta e os sensores a bordo dos satélites podem coletar imagens sobre a superfície da Terra ao longo de uma faixa de 77 km de largura por até 1500 km de extensão. Estes satélites podem ser programados para coletar imagens transversalmente à trajetória de sua órbita, e juntos conseguem gerar aproximadamente 4,5 milhões de km² de imagens por dia. Os satélites estão a uma altitude de 630 km e possuem resolução espacial 5m e resolução radiométrica de 12 bits.

As imagens RapidEye foram utilizadas para delimitação da área de estudos e localização dos dados de ficocianina e clorofila-a.

3.2 DESENVOLVIMENTO METODOLÓGICO

Para alcançar o objetivo de realizar a inferência de cianobactérias por meio de medidas de fluorescência *in vivo*, assim como a caracterizar o ambiente aquático em um trecho do reservatório de Nova Avanhandava utilizando outros parâmetros, fez-se o seguinte desenvolvimento metodológico:

- Levantamento exploratório com dados limnológicos e espectrais do ambiente aquático, e seleção da melhor época para o trabalho de campo;

- Delineamento amostral dos dados de fluorescência *in vivo* da clorofila-*a* e ficocianina, assim como dos dados limnológicos e das curvas espectrais;
- Realização da campanha de campo para aquisição dos dados fluorométricos, limnológicos e espectrais;
- Calibração dados fluorométricos;
- Processamento dos dados;
- Análise dos resultados.

A Figura 23 apresenta o fluxograma do desenvolvimento metodológico e, em seguida, são descritas as etapas com maior detalhamento.

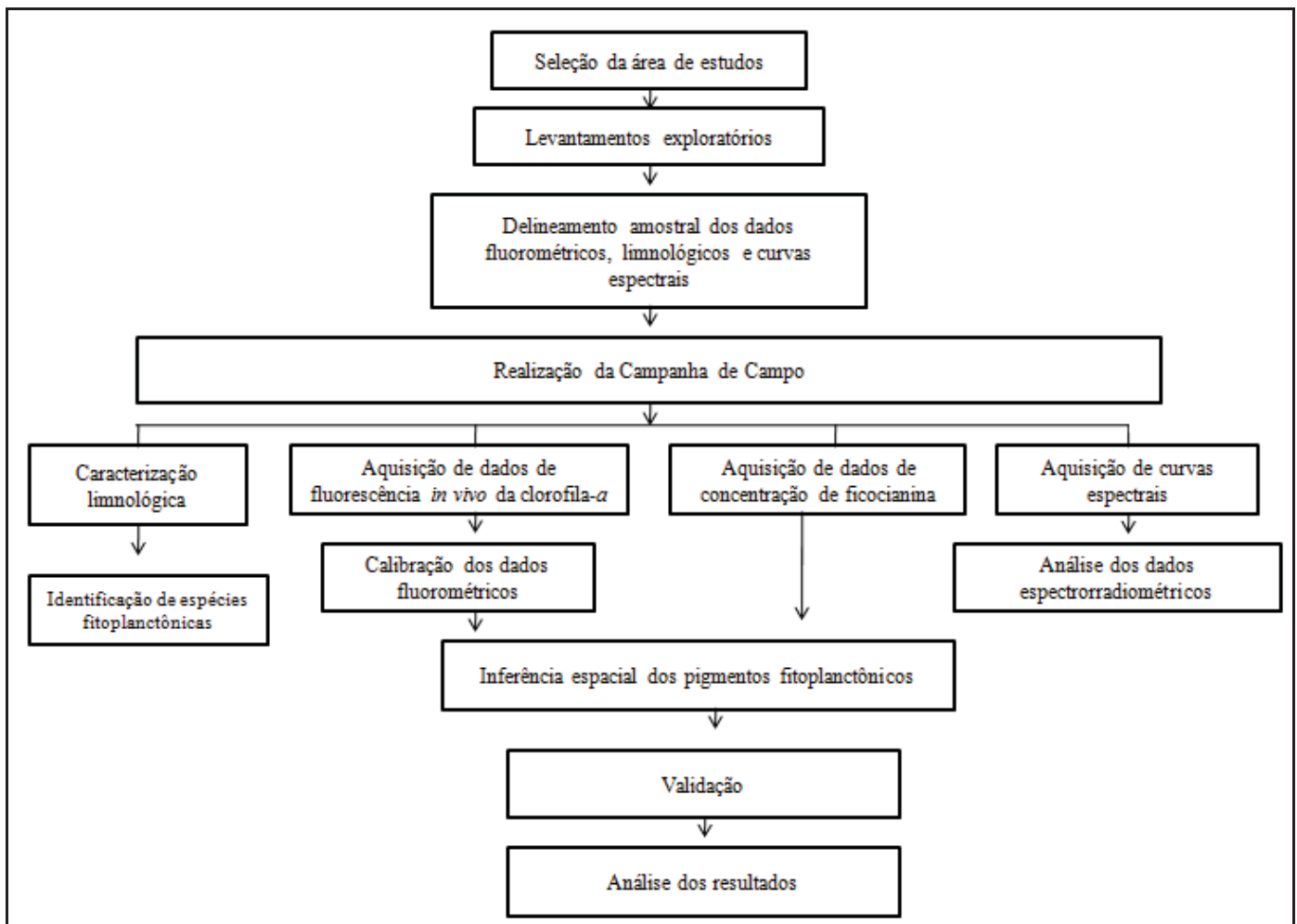


Figura 23-Fluxograma do desenvolvimento metodológico

3.2.1 DEFINIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDOS

- Caracterização ambiental

A partir de estudos preliminares, verificou-se a viabilidade de realizar o trabalho no Reservatório de Nova Avanhandava, por apresentar um histórico de florescimento de algas em períodos anteriores e estar a uma distância acessível de Presidente Prudente. O reservatório possui uma extensão de 210 km² e está localizado no Baixo Tietê, apresentando usos múltiplos como abastecimento público e industrial, irrigação, navegação e despejo de efluentes.

A bacia de drenagem do rio Paraná compreende os rios Paranaíba, Grande, Tietê, Paranapanema e Iguaçú, gerando cerca de 70% da energia elétrica produzida no país, além de deter a maior capacidade instalada nacional (63,76%) (AGOSTINHO E JULIO Jr, 1999).

A Bacia do Médio e Baixo Tietê, com suas sub-bacias, abrange uma área de drenagem de 66.709 Km², ou seja, 26,8% da área do Estado de São Paulo, com 200 municípios, o que corresponde a 31% do total existente no estado. Encontra-se, em sua maior parte, na Província do Planalto Ocidental, que se caracteriza por apresentar um relevo levemente ondulado, com longas encostas e baixa declividade, representadas, principalmente, por Colinas Amplas e Colinas Médias (ALMEIDA, 1964).

Os reservatórios do Médio e Baixo Tietê se encontram em uma extensa área do Estado de São Paulo, passando por regiões de plantio de cana, áreas de pastagens e grandes centros urbanos, fazendo com que uma grande carga de poluentes atinja estes reservatórios. A construção de tais reservatórios proporcionou o desenvolvimento agrícola e industrial da região, porém, gerou uma série de impactos ambientais negativos, tais como o desmatamento intensivo, eutrofização devida aos dejetos oriundos das diversas atividades, sedimentação e contaminação dos corpos d'água (TUNDISI, 2000; RODGHER et al., 2002).

O reservatório de Nova Avanhandava foi construído em 1982, possuindo uma área inundada de 21.750 ha. O reservatório possui um tempo de residência médio de 45,7 dias e recebe a contribuição de quatro tributários principais: rio dos Patos, ribeirão dos Ferreiros, ribeirão Bonito e ribeirão Lageado (CESP, 1998). Possui um volume total de 2.830 10^6 m³, vazão média anual de 688m³/s e profundidade média de 13 m.

- Seleção da área de estudos

A visita de campo preliminar do Reservatório de Nova Avanhandava teve como objetivo analisar as áreas com maior ocorrência de fitoplâncton para a definição da área de estudo. Para isso, utilizou-se o barco para deslocamento no reservatório em fevereiro de 2011. O espectrorradiômetro

de campo foi utilizado para verificar a presença dos pigmentos fitoplanctônicos ficocianina e clorofila-*a* por meio da análise do comportamento espectral em determinadas regiões do espectro eletromagnético. Ainda, foram coletados dados de turbidez, profundidade do disco de Secchi, pH e oxigênio dissolvido.

A área de estudo foi escolhida a partir da visita de campo preliminar, optando-se por um trecho do reservatório com área de aproximadamente 17 ha. A Figura 24 apresenta a localização do Reservatório de Nova Avanhandava, mostrada em uma composição colorida resultante da composição bandas espectrais 3, 4 e 5 da imagem TM/Landsat, bem como o detalhamento de um trecho do reservatório, com a demarcação da área de estudos, sobre uma imagem multiespectral obtida pelo sistema orbital RapidEye.

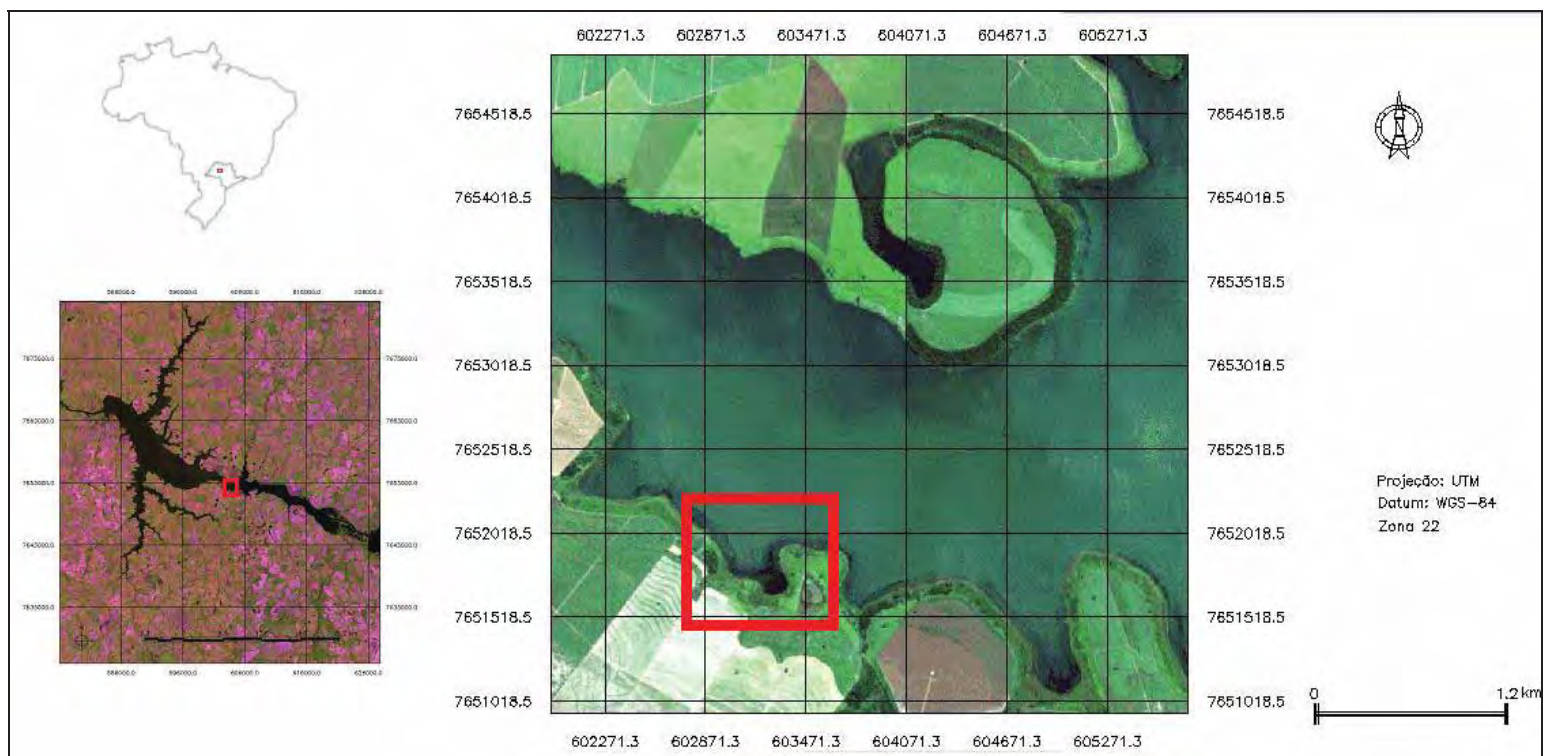


Figura 24-Área de estudo: trecho do reservatório de Nova Avanhandava- SP

3.2.2 LEVANTAMENTOS EXPLORATÓRIOS

- Seleção da época de levantamento

Para selecionar a melhor época para realizar o trabalho de campo fez-se a análise das imagens TM/Landsat, entre o período de outubro de 2008 a abril de 2011 (Figura 25). As imagens foram divididas em dois grupos distintos, baseados na resposta espectral do corpo d'água.

- Reservatório com alta quantidade de sedimentos suspensos



Outubro/2008



Novembro/2008



Outubro/2009



Fevereiro/2010

- Reservatório com baixa quantidade de sedimentos suspensos



Abril/2011



Maio/2009



Agosto/2010

Figura 25-Imagens Landsat do reservatório em diferentes épocas do ano

A partir das imagens notou-se aumento na concentração de sólidos suspensos na água no período correspondente ao verão. Isto ocorre pelo aumento das chuvas e, conseqüentemente, o carreamento de sólidos para o corpo d'água. Esse ambiente rico em nutrientes, aliado ao aumento da temperatura, turbidez, ventos, além de outros fatores, torna-se propício para o florescimento de cianobactérias. Sendo assim, o período da campanha de campo foi escolhido entre outubro e fevereiro.

- Análise exploratória de campo

Foi feito um levantamento de campo, em fevereiro de 2011, com o objetivo de conhecer a área de estudo e observar quais eram as regiões com maior florescimento de algas. Pôde-se notar a presença do fitoplâncton em grandes extensões do reservatório, sendo que em algumas regiões havia maior concentração de algas. Estas áreas com maior concentração de fitoplâncton localizam-se nas margens, devido à ação dos ventos e pela menor velocidade da água. A Figura 26 (a e b) mostra o aspecto da água em áreas com diferentes concentrações de fitoplâncton.



(a)



(b)

Figura 26- (a) Aparência do fitoplâncton na zona pelágica; (b) concentração do fitoplâncton na margem do reservatório.

Verificou-se que o entorno do reservatório está ocupado, em sua maioria por culturas agrícolas, principalmente cana de açúcar, sendo também verificada a presença de pastagens. Esse tipo de ocupação favorece o carreamento de sedimentos para o reservatório em épocas com maior volume de chuvas.

A partir do Quadro 1 percebe-se que os parâmetros físico-químicos também são favoráveis para o florescimento de cianobactérias. A temperatura encontra-se em uma faixa ótima para a fotossíntese e conseqüentemente há aumento da biomassa. O pH apresenta valores entre 6,5 e 7,5, possibilitando maiores concentrações de dióxido de carbono na água, sendo outro parâmetro essencial para a fotossíntese. Em alguns locais, a profundidade do disco de Secchi é inferior a 1 metro, ou seja, com pouca penetração de luz na água, tornando-se ideal para o desenvolvimento de cianobactérias.

Quadro 1- Parâmetros físico-químicos da água no Reservatório de Nova Avanhandava

	Turbidez (NTU)	Secchi (m)	Temperatura (°C)	Oxigênio (mg/L)	pH
Mínimo	12	0,68	28,9	5,9	6,5
Máximo	37	2,35	30,5	10,6	7,5

Utilizou-se o espectrorradiômetro de campo ASD Fieldspec Handheld para observar as características das curvas espectrais em pontos com maior presença de fitoplâncton. A Figura 27 apresenta as curvas obtidas nesses locais, sendo possível a visualização dos padrões de assinaturas espectrais de águas contendo o pigmento ficocianina e clorofila-*a*. Nota-se a presença de cianobactérias pelo pico de absorção por volta de 620 nm e respectivo espalhamento em 650 nm,

associado à ocorrência de ficocianina. Já a presença de clorofila-*a* é notada pelas absorções em 440 e 680 nm e espalhamento em 700 nm.

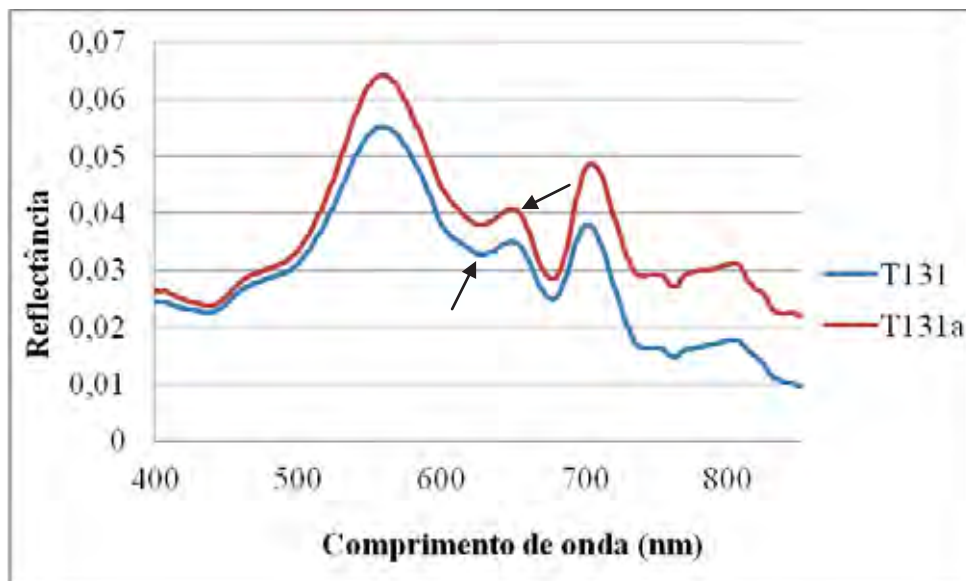


Figura 27- Curva espectral com características de florescimento de cianobactérias na área de estudo

3.2.3 DELINEAMENTO AMOSTRAL

Segundo Landim (2003), para realizar uma análise geoestatística é necessário um número razoável de pontos amostrados, adotando-se como regra prática um valor mínimo de 60 elementos amostrais. Entretanto, alguns autores conseguiram bons resultados utilizando 40 pontos amostrais. Quanto maior o número de pontos, maior será o número de pares para o cálculo das semivariâncias, e conseqüentemente maior será a precisão das estimativas. Porém, a aquisição de dados reais em campo é limitada por outros fatores como a logística e o tempo para amostragem.

Uma vez que o número de elementos amostrais a serem coletados era grande optou-se por dividir a aquisição em dois dias (Quadro 2 (a) e (b)). A distribuição espacial das amostras foi feita de modo que os dados fossem adquiridos em ambientes representativos do meio aquático. Assim, as medidas foram distribuídas em toda a área de estudo e, especialmente para a amostragem dos dados fluorimétricos, fez-se a aquisição com maior frequência em locais onde se esperava maiores concentrações dos pigmentos fitoplanctônicos.

Desse modo, no primeiro dia foram selecionados 10 pontos para aquisição das curvas espectrais da água com o espectrorradiômetro de campo (Figura 28), sendo que também foram coletados dados de concentração de ficocianina com o fluorômetro Unilux e dados limnológicos como disco de Secchi, oxigênio dissolvido, pH e temperatura da água.



Figura 28-Delineamento amostral dos dados espectrais

Os dados limnológicos foram coletados para caracterizar o ambiente. As curvas espectrais foram adquiridas para detectar os componentes opticamente ativos presentes na água, sendo que os dados de ficocianina foram coletados para observar o comportamento espectral das curvas espectrais em diferentes concentrações.

Quadro 2- Delineamento amostral dos dados do 1º dia (a) e do 2º dia (b)

(a)	
1º dia	Amostragem
Ficocianina	10
Medidas espectrorradiométricas	10
Turbidez	7
Oxigênio dissolvido	7
Temperatura	7
pH	7
Disco de Secchi	7

(b)	
2º dia	Amostragem
Clorofila- <i>a</i>	70 (pontual)
Ficocianina	70 (pontual)
Amostras de água (extração cl- <i>a</i>)	9
Amostras de água (identificação)	2

No delineamento amostral do segundo dia foram selecionados 70 pontos para aquisição dos dados fluorescência *in vivo* de clorofila-*a* e de ficocianina (Figura 29). A localização dos pontos de coleta dos dados de fluorescência dos pigmentos fitoplanctônicos se deu de tal forma que toda a área de estudo fosse contemplada com elementos amostrais, com o intuito de otimizar o processo de inferência espacial. Desse modo, as coordenadas de cada amostra foram gravadas no GPS Garmin, para que se pudesse localizar os mesmo no trabalho de campo. Ainda, foram selecionados 9 pontos

para coleta de amostras de água para extração da clorofila-a em laboratório e 2 pontos para coleta de água para identificação de espécies fitoplanctônicas.

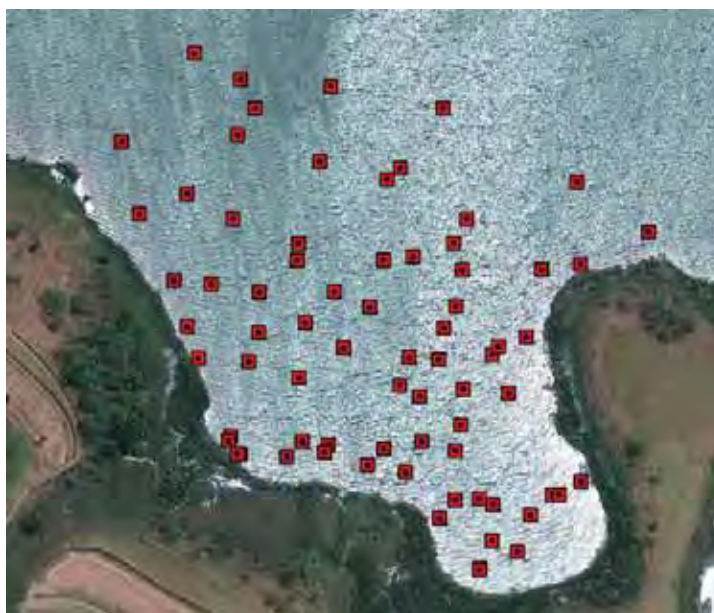


Figura 29-Amostragem dos dados fluorométricos

3.2.4 REALIZAÇÃO DA CAMPANHA DE CAMPO

Uma vez definida o delineamento da amostragem, foi realizado o levantamento de campo para a aquisição dos dados nos dias 12 e 13 de dezembro de 2011. No dia 12 foram adquiridos os dados espectrais dos elementos amostrais utilizando o espectrorradiômetro de campo, assim como medidas de concentração de ficocianina e dados limnológicos. Os equipamentos para leitura de oxigênio dissolvido, pH, temperatura e turbidez foram calibrados anteriormente à campanha de campo.

Os dados espectrais foram coletados no período entre 11 e 15 horas, horário em que o espectrorradiômetro pode adquirir os dados devido à inclinação do sol e a maior intensidade luminosa. Antes da coleta de cada uma das curvas espectrais foi feita a calibração utilizando uma placa de sulfato de bário, de modo que as curvas fossem calibradas de acordo com as condições climáticas para cada momento. Com o objetivo de evitar a aquisição de curvas ruidosas fez-se a coleta 10 curvas espectrais em cada ponto para, posteriormente, processá-las usando a média.

No dia 13 de dezembro foram adquiridos os dados de fluorescência *in vivo* da clorofila-a, concentração de ficocianina, dados limnológicos e amostras de água. Concomitantemente à aquisição dos dados fluorométricos, fez-se a aquisição das coordenadas nos mesmos locais com o

receptor GPS Garmin. Assim, com a localização das amostras e o valor do respectivo atributo pôde-se realizar os diferentes tipos de inferência espacial.

Como o fluorômetro Unilux é um sensor óptico, as medidas tomadas apresentam variações devido à dinâmica do ambiente aquático e seus constituintes, sendo necessário esperar sua estabilização. Notou-se que havia a fixação de colônias de fitoplâncton em plantas aquáticas em alguns trechos da área de estudo. Nesse sentido, evitou-se adquirir amostras diretamente sobre as plantas aquáticas, uma vez que o aparelho precisa de certa distância entre o sensor e qualquer superfície, para que não haja comprometimento das leituras.

- Identificação de espécies fitoplanctônicas

Foram coletadas duas amostras de água para identificação do fitoplâncton, no dia 13 de dezembro. Para isso, as amostras de água foram preservadas com solução Lugol até a análise laboratorial. A identificação de grupos algais, bem como as relações de dominância presentes na amostra teve como objetivo auxiliar na interpretação dos resultados obtidos por sensoriamento remoto, além da possibilidade de indicação da presença de gêneros potencialmente tóxicos.

Quadro 3- Identificação de espécies fitoplanctônicas

Grupo	Gênero
Cryptophyceae	Rhodomonas cf minuta
Cyanophyceae	Pseudanabaena sp Doliichospermum spiroides Anabaena cf viguieri Cylindrospermopsis sp Microcystis sp Merismopedia sp Spirogyra sp Anabaena cf crassa
Bacillariophyceae	Aulacoseira sp Synedra sp Navicula sp
Chlorophyceae	Oocystis cf marssonii Eutetramorus sp Scenedesmus sp
Zygnemaphyceae	Gonatozygon pilosum
Crysophyceae	Synura sp 1
Euglenophyceae	Mallomonas sp

Nota-se, a partir do Quadro 3, que as duas amostras de água apresentam gêneros potencialmente tóxicos. As amostras possuem os seguintes gêneros potencialmente tóxicos: *Microcystis sp*, *Cylindrospermopsis sp*, *Anabaena sp* e *Pseudanabaena sp*.

3.2.5 CALIBRAÇÃO DOS DADOS

Como os valores obtidos com Turner 10-AU são valores relativos de fluorescência *in vivo* da clorofila-*a* era necessário calibrar os dados de fluorescência *in vivo* com os dados de concentração de clorofila-*a*, obtidos a partir da extração em laboratório. Para isso, foram coletadas amostras de água em 9 pontos distintos, as quais foram colocadas em recipientes opacos com volume de um litro e foram acondicionadas em uma caixa térmica com gelo durante o período de coleta.

Logo após o fim da coleta das amostras de água iniciou-se a filtragem da água. Esse procedimento foi realizado em um ambiente escuro, para que não houvesse degradação da clorofila-*a*. Para cada ponto foi feito uma réplica e, em seguida, os filtros foram acondicionados em papel alumínio e guardados em local com baixa temperatura até a análise laboratorial. A extração da clorofila-*a* foi realizada de acordo com o procedimento estabelecido por Goterman (1978).

Feito isso, construiu-se a curva de calibração entre os dados de fluorescência *in vivo* da clorofila-*a* com os dados de concentração de clorofila-*a* obtidos pelo de extração em laboratório. Assim, foram obtidos os dados de concentração de clorofila-*a* para toda área de estudo.

Os dados de concentração de ficocianina não necessitaram de calibração com amostras de água do reservatório, uma vez que o aparelho já vem calibrado de fábrica, fornecendo a concentração diretamente. Sendo assim, no instante em que o aparelho é colocado na água, começa a fazer leituras para concentração naquele determinado ponto.

3.2.6 PROCESSAMENTO DOS DADOS

A análise das curvas espectrais adquiridas baseou-se nas feições de absorção e espalhamento da radiação eletromagnética em regiões do espectro onde os pigmentos fitoplanctônicos são atuantes. Com o objetivo de evitar o erro na aquisição das curvas, foram tomadas 10 curvas em cada ponto, de modo que posteriormente as curvas fossem processadas para se extrair a média para cada ponto.

Para que o processo de inferência espacial dos pigmentos fitoplanctônicos fosse coerente com a realidade foi necessário excluir alguns pontos amostrais antes ao processo de modelagem espacial. Assim, alguns dados de ficocianina tiveram que ser excluídos do conjunto amostral devido à instabilidade de leitura do aparelho ou proximidade com alguma superfície (fundo do reservatório ou plantas). Do mesmo modo foram excluídos os dados de fluorescência *in vivo* da clorofila-*a* adquiridos nos mesmos locais para os quais fez-se a exclusão dos dados de ficocianina.

Primeiramente fez-se o tratamento dos dados adquiridos com os fluorômetros para que se pudesse realizar a posterior inferência espacial, de modo que os valores afetados por algum motivo não comprometessem o resultado final. Desse modo, excluiu-se 11 pontos nos quais a leitura se mostrou instável, tanto para clorofila-a quanto para ficocianina. Isso ocorreu pela entrada de ar na mangueira de sucção ou entrada de pedaços de plantas aquáticas no fluorômetro Turner 10-AU. Em relação as dados de ficocianina, os dados foram excluídos por apresentarem valores incoerentes com a realidade daquele ambiente, uma vez que a proximidade do sensor de leitura com plantas aquáticas ou alguma outra superfície eleva consideravelmente o valor dessas medidas, ainda que não houvesse variação na concentração de ficocianina.

Em seguida, separou-se uma certa quantidade de pontos amostrais antes do processo de modelagem espacial para cada variável. Esse procedimento foi realizado com o objetivo de validar os diferentes métodos de inferência espacial dos dados sem que houvesse interferência do interpolador nas amostras separadas para validação. Foram separados 32% dos dados das duas variáveis para posterior validação, ou seja, 19 amostras.

Desse modo, dos 70 pontos inicialmente coletados em campo restaram 59 pontos após a exclusão de 11 elementos amostrais degradados e, desse total, 40 foram utilizados para modelagem e 19 foram separados para a validação. Como o resultado da Krigagem é afetado pelo número de pares de amostras para inferência, foram feitos testes da Krigagem Ordinária utilizando os 40 dados (referentes à modelagem) somados aos 19 dados (referentes à validação) para observar a diferença obtida na estimativa utilizando-se o número total de amostras. A Figura 30 apresenta a distribuição espacial dos dados usados para modelagem e validação, respectivamente.

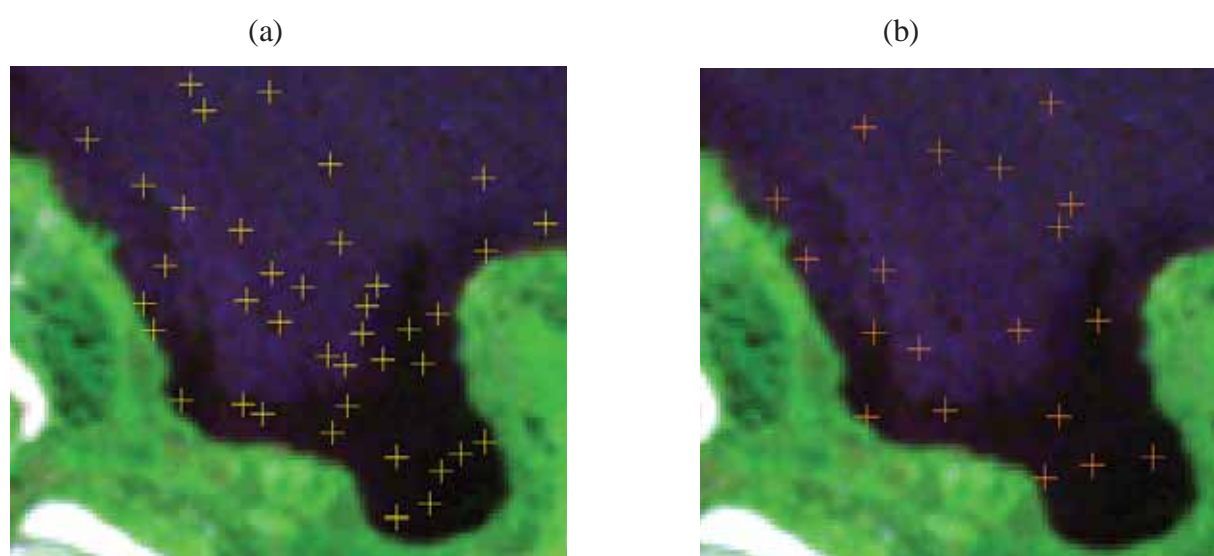


Figura 30-Distribuição espacial das amostras de ficocianina para modelagem (a) e para validação(b)

A partir dos dados de concentração de ficocianina e de clorofila-a iniciou-se o processo para realização dos respectivos mapeamentos. Para os dados de ficocianina foram utilizados quatro métodos de interpolação: Krigagem Ordinária, Média Simples, Média Ponderada e Vizinho Mais Próximo. Já para o mapeamento da clorofila-a utilizou-se apenas o método da Krigagem Ordinária, uma vez que esse método permite modelar a anisotropia dos dados e também obter o mapa de variância do erro dos dados interpolados.

Para realizar a inferência dos pigmentos fitoplanctônicos por meio da Krigagem Ordinária é necessário avaliar o grau de dependência espacial entre os elementos da amostra. Isso foi feito com a geração do semivariograma omnidirecional e também semivariogramas para as direções de 0°, 45°, 90° e 135°, com abertura angular de 22,5°. Também foram construídos semivariogramas para as mesmas direções com abertura 45°, para a variável ficocianina, com o objetivo de otimizar a modelagem.

Adicionalmente, construiu-se o Diagrama de Rosa, o qual aponta a direção de maior e menor alcance. Assim, pôde-se avaliar o comportamento dos dados, levando em consideração a anisotropia do fenômeno, para cada variável. Em seguida, fez-se a modelagem dos semivariogramas, com base na isotropia ou anisotropia de cada fenômeno e, logo após, foi aplicado o método para interpolação dos dados.

3.2.7 ANÁLISE DOS RESULTADOS

Primeiramente fez-se a caracterização do ambiente aquático a partir dos resultados dos dados limnológicos, concentração de ficocianina e concentração de clorofila-a. Em seguida, mediu-se a correlação apenas entre as variáveis que influenciaram nos valores de outras, o que é definido pela dinâmica do ambiente. Além disso, fez-se a análise do entorno do reservatório e do período do levantamento de campo.

Em uma segunda etapa, foram analisadas as curvas espectrais adquiridas em campo. As curvas espectrais foram divididas em três grupos que representaram similaridades nos padrões de absorção e espalhamento da radiação eletromagnética.

Após os processos de inferência espacial dos pigmentos ficocianina e clorofila-a fez-se a interpretação dos resultados obtidos com os respectivos mapeamentos. Para validar o processo de inferência espacial das amostras foi utilizado o Erro Médio Quadrático (EMQ) e para avaliar a precisão temática das classificações foi utilizou-se o Índice de Exatidão Global (IEG).

O EMQ (Erro Médio Quadrático) (Equação 19) foi desenvolvido por Gauss, que o definiu como a raiz quadrada da média dos quadrados dos erros verdadeiros. O EMQ é geralmente

empregado para avaliar a precisão de uma série de observações, uma vez que erros maiores apresentam maior influência devido aos seus quadrados.

$$\sigma^2 = \sum e^2 / n \quad (19)$$

Onde, σ^2 = erro médio quadrático;

e^2 = quadrados dos erros verdadeiros ou aparentes;

n = número de amostras.

Através da estatística descritiva obtém-se o índice de exatidão global, em que se divide o total de pixels classificados corretamente (diagonal da matriz) pelo número total de pixels da matriz (Equação 20).

$$G = \sum_{i=1}^c x_{ii} / n \quad (20)$$

Onde,

G = índice de exatidão global;

x_{ii} = diagonal principal da matriz de erros;

n = total de amostras coletadas.

4.RESULTADOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE AQUÁTICO

Nos dias 12 e 13 de dezembro de 2011 foi realizado o trabalho de campo para a coleta de dados no Reservatório de Nova Avanhandava. Os dados de pH, temperatura, disco de Secchi, turbidez, condutividade e oxigênio dissolvido foram coletados no dia 12, juntamente com os dados espectrorradiométricos e de ficocianina. Os dados fluorimétricos para inferência espacial foram coletados no dia 13, bem como as amostras de água.

Nos dois dias de coleta de dados o céu apresentava-se sem nuvens, sendo que não houve precipitações de chuva nesse período. Os ventos possuíam baixa velocidade e por isso a superfície da água no reservatório não estava agitada. De modo geral, os dados limnológicos apresentaram valores similares em toda a área, indicando que o ambiente estava homogêneo na extensão a área de estudos.

A temperatura média foi de 30°C, variando entre 29,5 e 30,5 °C. A média dos valores de pH, oxigênio dissolvido e condutividade foram respectivamente 5,76, 8,47 e 140 μ S/cm. A água apresentou baixa turbidez em toda a área, com valor médio de 11,28 FTU. Já a variável disco de Secchi apresentou média de 2,7 metros, porém, em alguns locais não foi possível a aquisição dos dados do disco de Secchi, uma vez que este se encontrava limitado pelo fundo do reservatório ou pela presença de plantas aquáticas. O Quadro 4 apresenta os resultados das variáveis limnológicas nos 7 pontos coletados.

Quadro 4- Valores dos parâmetros limnológicos

	TEMPERATURA	SECCHI	TURBIDEZ	CONDUTIVIDADE	O2	PH
P1	30,5	-	10,5	142,0	9,5	6,30
P2	30,3	-	10,5	139,3	7	5,70
P3	30	2,4	10,2	139,0	8,5	5,74
P4	29,8	-	13,3	140,2	8,4	5,8
P5	29,5	2,6	11,6	142,5	8,4	5,84
P6	29,7	2,8	11,4	141,5	9	5,2
p7	30,2	3	11,5	141,5	8,5	5,8

Ainda que a variação dos dados turbidez tenha sido pequena e alguns dados do disco de Secchi não puderam ser utilizados, houve uma boa correlação (0,73) entre as duas variáveis. Essa correlação já era esperada, uma vez que o alcance da visualização do disco dentro da água está diretamente ligado com a turbidez da água. Além disso, notou-se que com o aumento da concentração de ficocianina no ambiente houve aumento dos valores de turbidez e consequente diminuição dos valores de disco de Secchi.

Logo às margens da área de estudo encontra-se cultivo de culturas agrícolas, o que a torna área vulnerável ao escoamento superficial causado pelas chuvas, principalmente no verão. Como o período de chuvas estava ainda no início, a água não apresentava altos valores de turbidez.

Observou-se que, em média, as concentrações dos pigmentos fitoplanctônicos foram baixas, sendo de 4,43 ppb para clorofila-a e 3,76 ppb a concentração de ficocianina. Isso pôde ser observado em quase toda a área de estudo, porém notou-se que parte do fitoplâncton se fixava nas plantas aquáticas submersas em alguns pontos, principalmente nas regiões mais rasas. Nessa situação, os valores das concentrações de ficocianina tinham a tendência de aumentar para até próximo de 100 ppb (Figura 33). Entretanto essas medidas não puderam ser computadas na modelagem, uma vez que o instrumento Unilux necessita de certa distância para leitura da concentração de ficocianina. Sendo assim, os altos valores obtidos perto das macrófitas poderiam ser simplesmente pela proximidade do sensor com a superfície da vegetação aquática e não pela real elevação da concentração de ficocianina. A Figura 31 ilustra o aspecto da água encontrada na maior parte da área de estudos.



Figura 31- Estado da água na área de estudo



Figura 32- Florescimento do fitoplâncton aderido às plantas aquáticas

4.2.AVALIAÇÃO DAS CURVAS ESPECTRAIS

A coleta das curvas espectrais com o Espectrorradiômetro de campo ASD HandHeld foi realizada no dia 12 de dezembro de 2011. As condições atmosféricas estavam adequadas para a aquisição dos espectros, uma vez que havia alta intensidade solar, poucas nuvens e pouco vento.

A partir da visualização das curvas espectrais dos 10 pontos de coleta foi possível dividi-las em 3 grupos distintos, os quais apresentam diferenças nas feições de absorção e espalhamento da radiação em determinadas regiões do espectro eletromagnético. Essas diferenças se deram pelas distintas concentrações dos pigmentos na água e pela presença de macrófitas submersas em alguns pontos de coleta.

O primeiro grupo é composto por curvas que foram coletadas em regiões em que não havia presença de plantas aquáticas e a concentração de ficocianina era de, aproximadamente, 3 ppb. Ainda, a concentração de clorofila-a também era baixa, em torno de 2,5 ppb. Nota-se que as feições características dos pigmentos ficocianina e clorofila-a são fracamente perceptíveis devido às baixas concentrações, sendo o pico em torno de 550 nm a feição mais marcante da presença de clorofila-a na água. A Figura 33 ilustra a curva espectral e a respectiva imagem da área de onde foi adquirida.

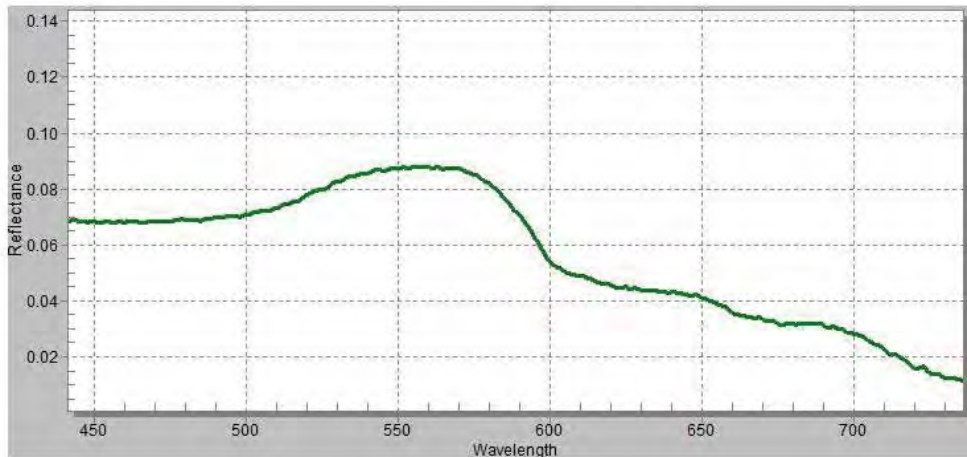


Figura 33- Curva espectral característica do primeiro grupo

O segundo grupo de curvas espectrais é composto por curvas adquiridas em regiões que havia pouca presença de macrófitas submersas e o ambiente apresentava maiores características da presença do fitoplâncton. O valor médio da concentração de ficocianina foi de 5 ppb. Entretanto, para esses pontos de coleta não foi possível a mensuração da concentração de clorofila-a. A Figura 34 apresenta uma curva característica dessa ocorrência, bem como a aparência da água em uma imagem fotográfica do local.

Observam-se os picos de espalhamento da radiação em 550 e 700 nm, e a absorção em torno de 670 nm, caracterizando a presença da clorofila-a na água. Novamente, não é perceptível a presença do pigmento ficocianina, o qual tem pico de absorção em 620 nm e pico de espalhamento da radiação em torno de 650 nm.

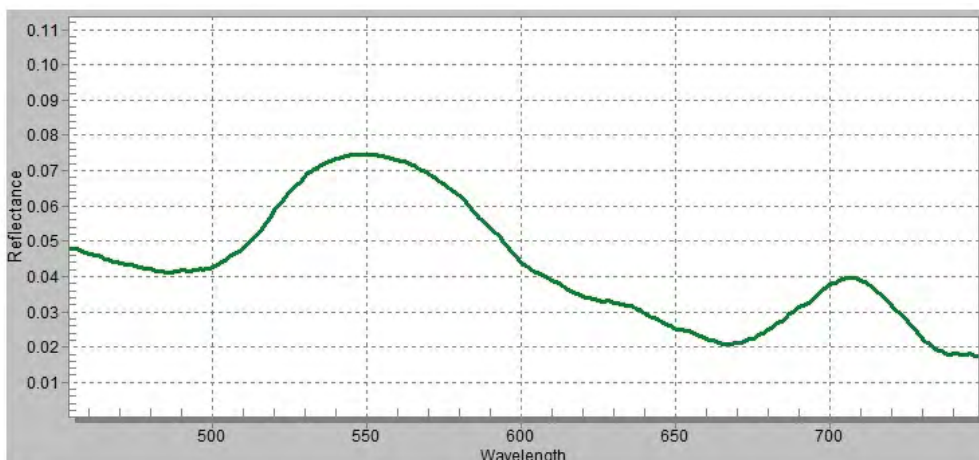


Figura 34- Curva espectral característica do segundo grupo

Por fim, o terceiro grupo de curvas espectrais tem características similares às do segundo grupo, porém as curvas foram adquiridas em locais em que as plantas aquáticas estavam próximas à superfície. A concentração de clorofila-a estava em torno de 6 ppb e a de ficocianina novamente apresentava baixa concentração. Por esse motivo não foram observadas as feições específicas de absorção e espalhamento de cianobactérias.

A Figura 35 apresenta a curva espectral de uma região com a presença de macrófitas submersas e algas fitoplanctônicas concomitantemente. Isso pode ser observado pelo pico na região de 550 nm, em função da clorofila-a do fitoplâncton e pelo “plateau” após 700 nm, causado pela presença das macrófitas na água.

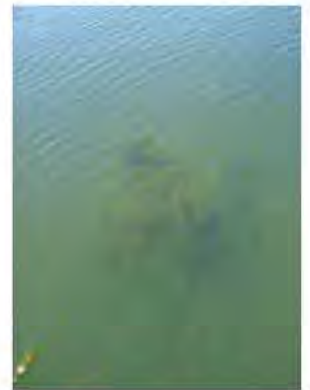
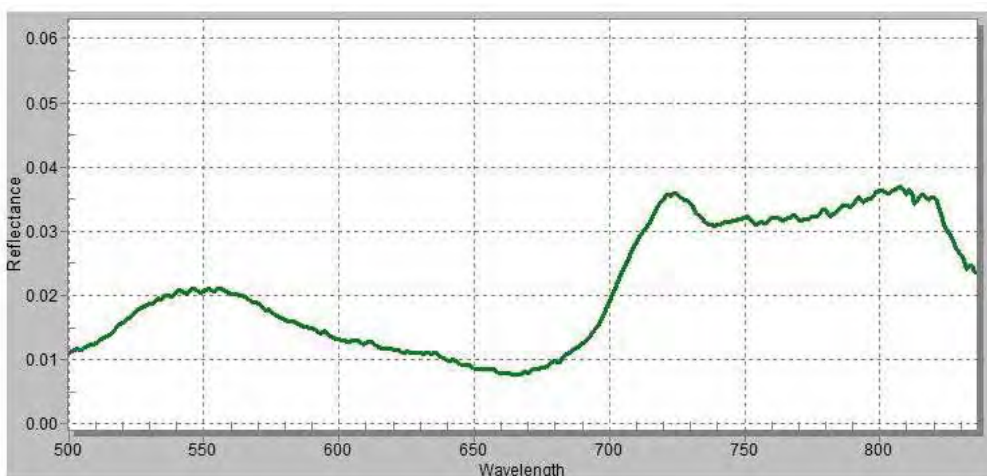


Figura 35- Curva espectral característica do terceiro grupo

4.3 INFERÊNCIA ESPACIAL DA VARIÁVEL CLOROFILA-A

4.3.1 CALIBRAÇÃO DOS DADOS OBTIDOS POR FLUORESCÊNCIA *IN VIVO*

Uma vez que os dados de fluorescência *in vivo* da clorofila-a obtidos em campo são apenas valores relativos por unidade, foi necessária a extração desse pigmento em laboratório para que fosse feita a calibração dos dados. Sendo assim, após a extração em laboratório construiu-se a curva de calibração (Figura 36). Observa-se que o coeficiente de correlação entre os dados de fluorescência e a concentração obtida em laboratório foi de $R^2 = 0,80$.

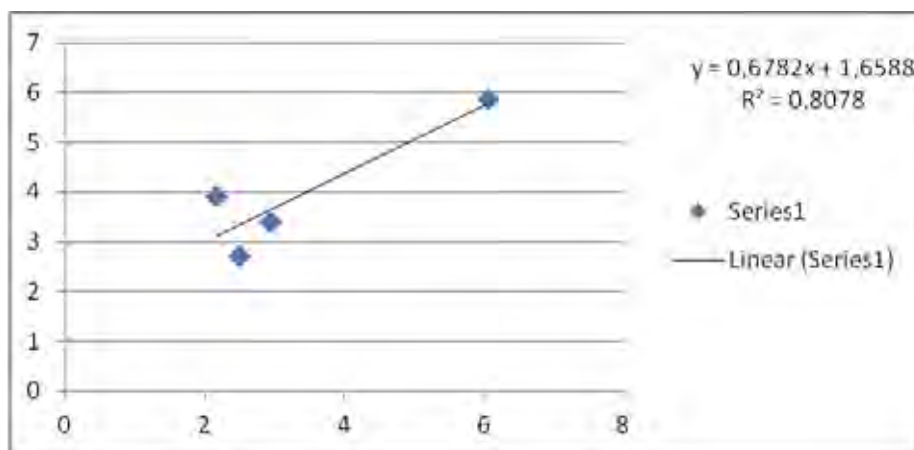


Figura 36- Curva de calibração dos dados de clorofila-a

4.3.2 ANÁLISE EXPLORATÓRIA DOS DADOS DE CLOROFILA-A

Anteriormente ao processo de inferência espacial da concentração de clorofila-a fez-se a análise exploratória dos 40 elementos amostrais separados para modelagem. O Quadro 5 apresenta as estatísticas descritivas da variável concentração de clorofila-a. A Figura 37 ilustra o histograma e a Figura 38 apresenta o gráfico da probabilidade normal. A estatística do teste de normalidade de Anderson-Darling resultou no valor 1,187, indicando que ao nível de significância de 0,05, os dados da concentração de clorofila não seguem uma distribuição normal, com valor p (ou p-valor) menor que 0,005.

Quadro 5- Estatísticas descritivas da concentração de clorofila-a

Estatísticas da variável clorofila-a	
Número de pontos	40
Média	4,43
Variância	1,62
Desvio Padrão	1,27
Coeficiente de Variação	0,28
Coeficiente de Assimetria	1,09
Coeficiente de Curtose	4,39
Valor mínimo	2,96
Quartil inferior	3,32
Mediana	4,20
Quartil superior	5,21
Valor máximo	8,64

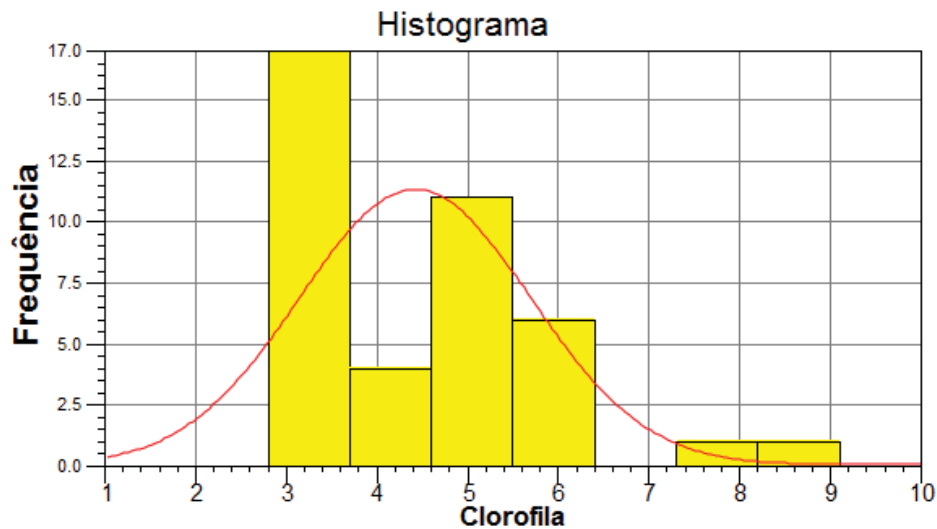


Figura 37- Histograma da variável concentração de clorofila-a

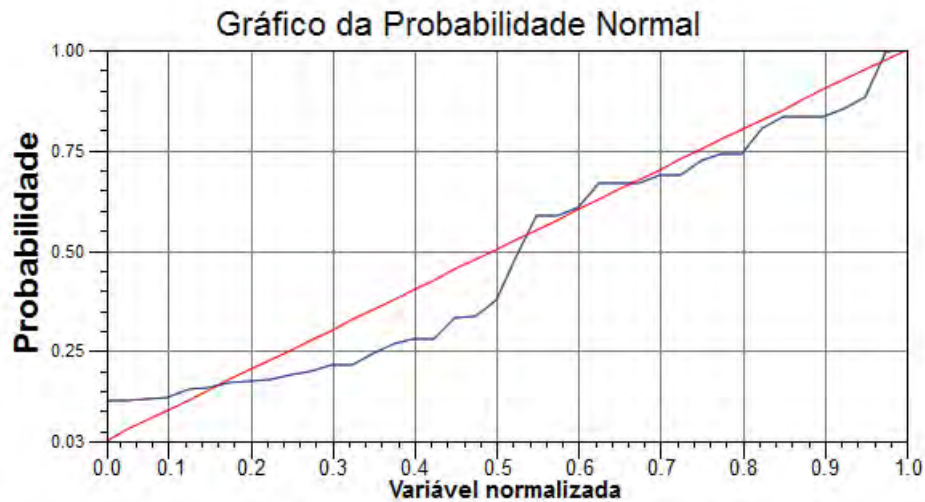


Figura 38- Gráfico da probabilidade normal da variável concentração de clorofila-a

4.3.3 KRIGAGEM ORDINÁRIA DA VARIÁVEL CLOROFILA-A

Fez-se primeiramente o variograma omnidirecional, com direção 0° e tolerância angular de 90° (Figura 39). Em seguida foram construídos os variogramas nas direções de 0° , 45° , 90° e 135° , com tolerância angular de $22,5^\circ$. Os variogramas para clorofila-a possuem 10 lags, com valor de comprimento de 40 m (Figuras 40 a 43).

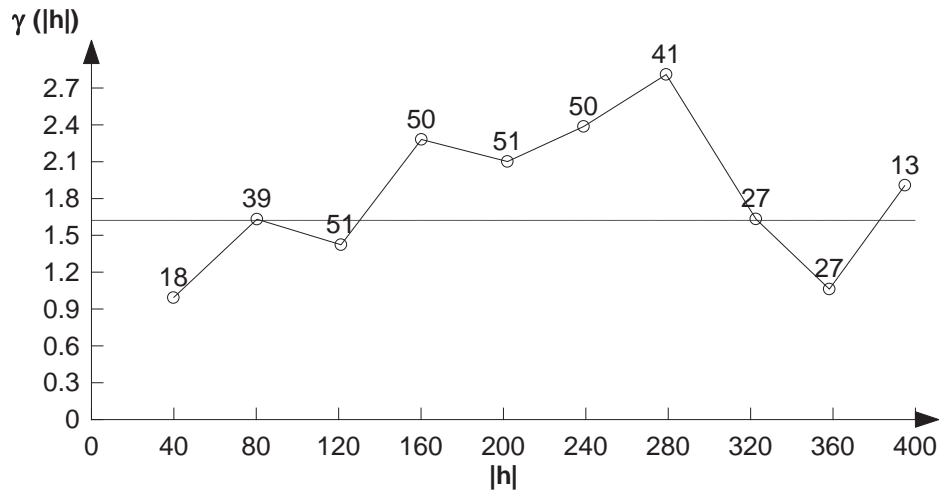


Figura 39- Variograma omnidirecional da variável clorofila-a

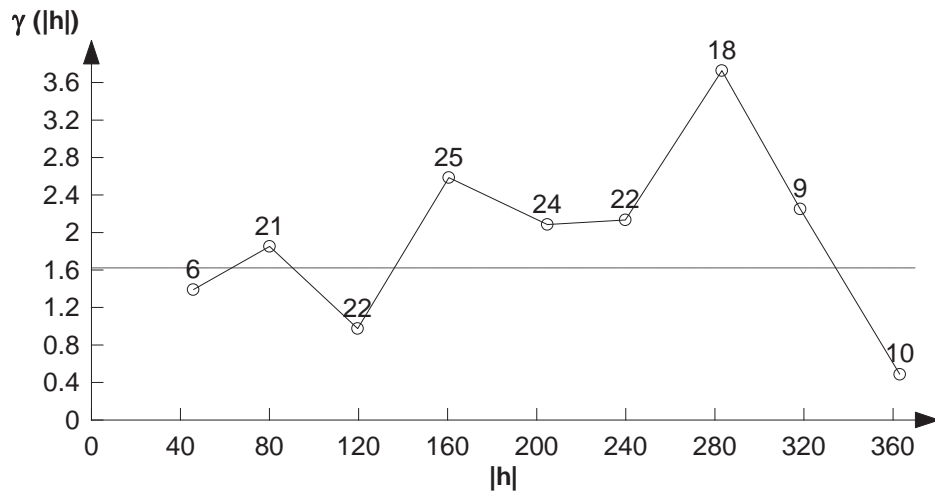


Figura 40- Variograma da clorofila-a para a direção 0°

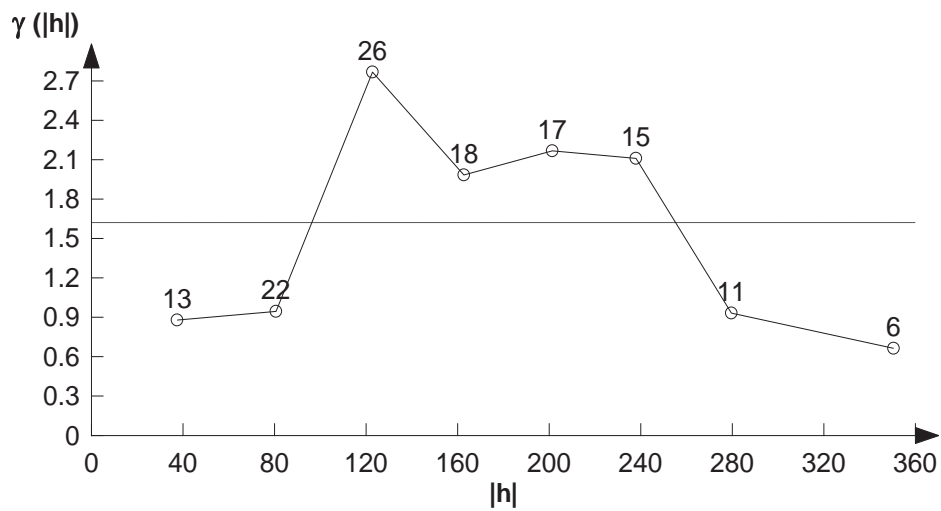


Figura 41- Variograma da clorofila-a para a direção 45°

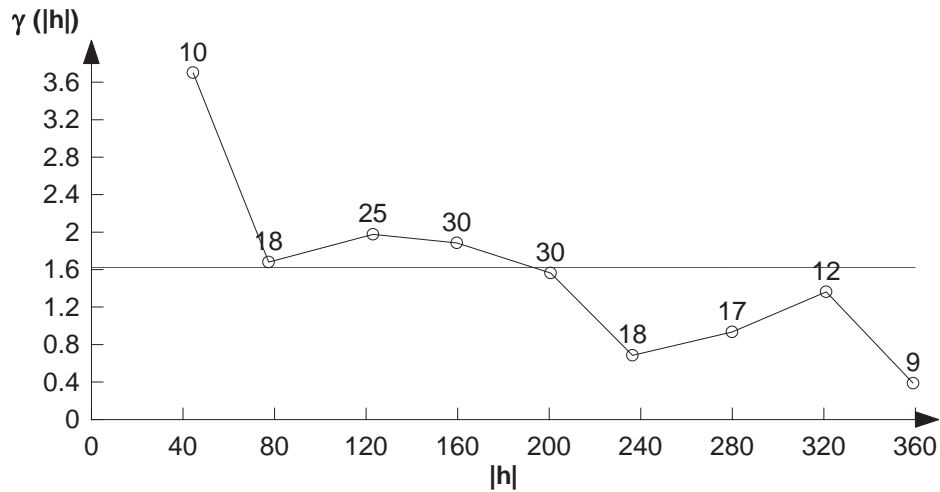


Figura 42- Variograma da clorofila-a para a direção 90°

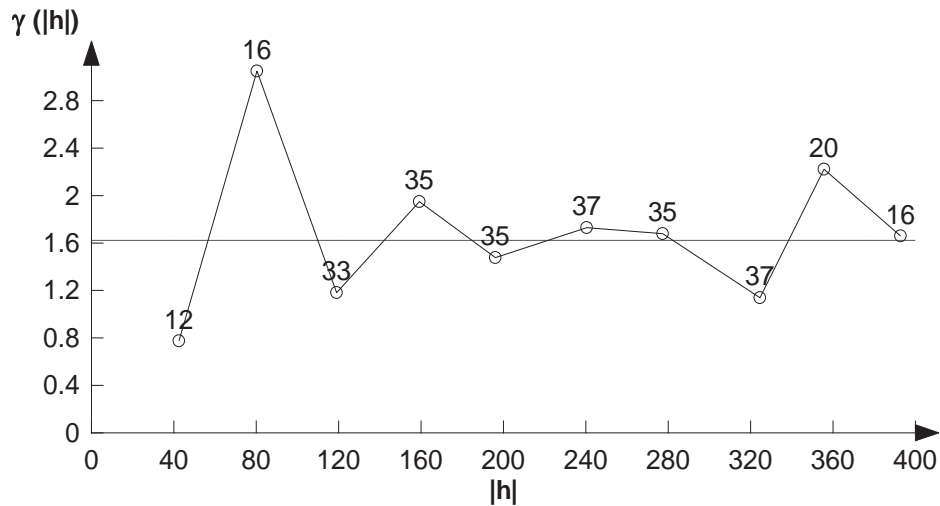


Figura 43- Variograma da clorofila-a para a direção 135°

Observa-se que os semivariogramas apresentam características similares, especialmente em 0°, 45° e 135°. Desse modo, modelou-se o fenômeno como sendo isotrópico, ou seja, apenas uma direção foi considerada, constituído-se assim em uma estrutura omnidirecional.

A Figura 44 apresenta o modelo teórico de variograma que se ajustou melhor ao variograma omnidirecional. Foi utilizado o modelo esférico sendo adotado o valor do efeito pepita de 0,4, patamar em 1,6 e alcance em 90 metros.

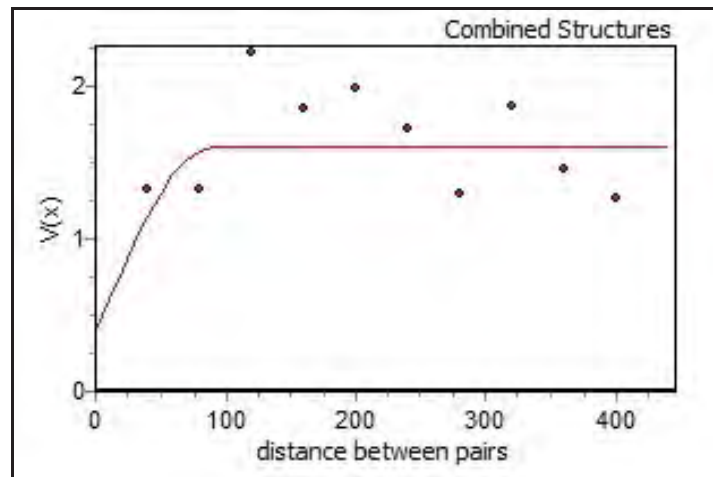


Figura 44- Variograma Cruzado dos dados de clorofila-a

O modelo resultante foi:

$$0.400000 \text{ Nug}(0) + 1.2 \text{ Sph}(90).$$

Após efetuar a modelagem do variograma omnidirecional, fez-se a interpolação dos dados de clorofila-a por meio da krigagem ordinária utilizando os 40 pontos separados previamente para modelagem. Para isso, foi gerada uma máscara com resolução de 5 metros para a grade, resultando em um total de 105 linhas e 114 colunas. Para encontrar o raio de interpolação que fosse mais eficiente no processo da interpolação foram feitos vários testes com diferentes valores. O raio de interpolação com valor de 70 metros obteve os melhores resultados e por esse motivo utilizou-se esse valor. A Figura 45 apresenta o resultado da interpolação por Krigagem Ordinária.

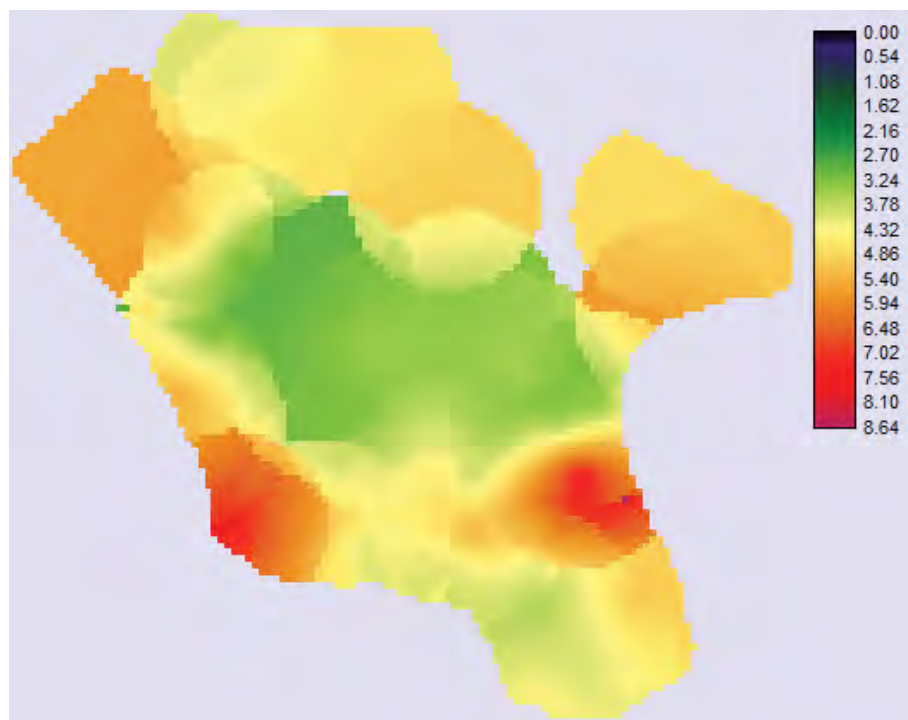


Figura 45- Krigagem ordinária da concentração de clorofila-a

Para avaliar a influência do tamanho da amostra da definição da superfície estimada por Krigagem Ordinária, realizou-se novamente a inferência espacial da clorofila-*a*, desta vez com todo o conjunto amostral disponível (59 pontos). A Figura 46 apresenta o resultado obtido na estimativa da clorofila-*a* para todo o conjunto amostral.

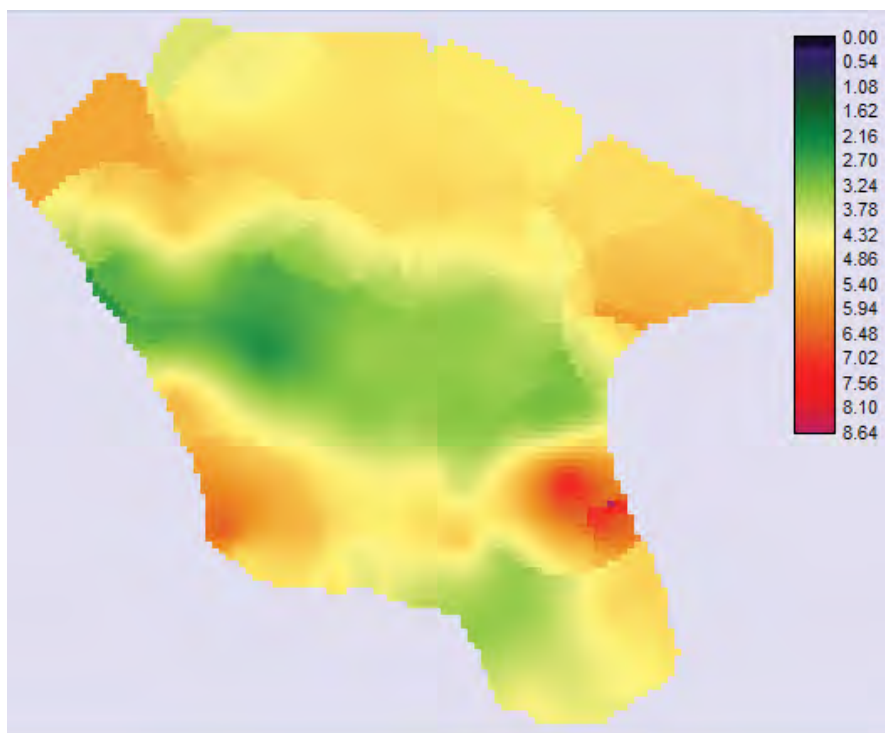


Figura 46- Inferência espacial da clorofila-*a* utilizando todo o conjunto amostral

Nota-se que a escala de valores é similar àquela obtida ao processo de inferência usando apenas 40 pontos. Entretanto, na parte superior do mapa observa-se que a estimativa foi melhor utilizando todo o conjunto amostral (59 pontos), não ocorrendo os espaços vazios observados na Figura 45. Outra diferença observada é que na estimativa com 40 pontos os valores são mais elevados nas regiões com maior presença de fitoplâncton. Apesar disso, adotou-se a metodologia com dados separados para modelagem (40 pontos), uma vez que as duas estimativas foram similares de modo geral. Com isso, foi possível realizar a validação com parte da amostra.

Para verificar a confiabilidade dos valores interpolados fez-se o mapa de variância do erro de estimação para a variável clorofila-*a* com 40 pontos (Figura 47). Nota-se que a variância da clorofila-*a* é maior na região superior do mapa, uma vez que a amostragem nessa região foi menor.

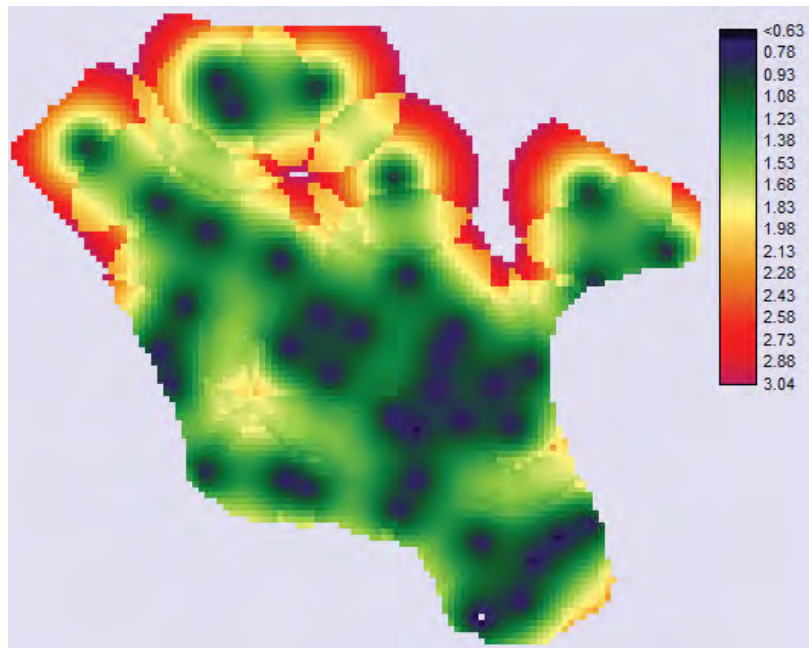


Figura 47- Mapa de Variância da Clorofila-a

Feito isso, gerou-se uma grade baseada no interpolador Média Ponderada por Cota e por Quadrante para posterior fatiamento da grade em 5 classes, com intervalo de 2 ppb. A Figura 48 apresenta o resultado da divisão em classes de intervalos de concentração de clorofila-a por Krigagem Ordinária para a toda área de estudo. Nota-se que a maior parte da área de estudo possui concentração entre 4 a 6 ppb, e em duas regiões próximas às margens possuem valores entre 6 e 8 ppb.

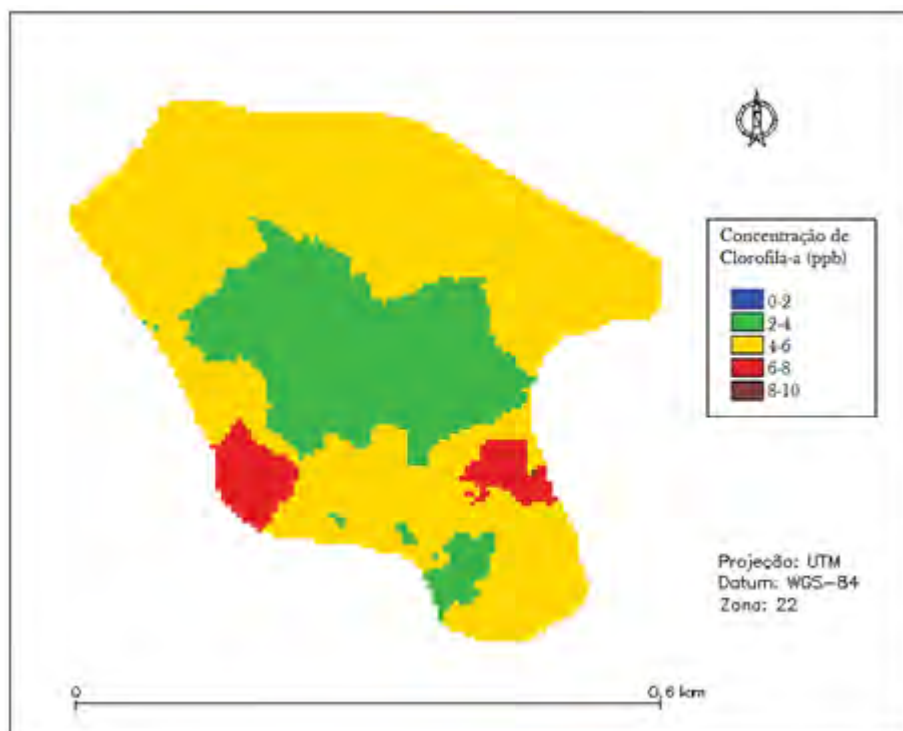


Figura 48- Fatiamento em classes da interpolação da clorofila-a por Krigagem ordinária

4.3.4 VALIDAÇÃO DO PROCESSO DE INFERÊNCIA ESPACIAL DA VARIÁVEL CLOROFILA-A

Foram realizados dois procedimentos para validar os resultados da classificação temática e do processo de inferência espacial: Índice de Exatidão Global (IEG), que considera a porcentagem de acertos na alocação dos dados nas classes e o Erro Médio Quadrático (EMQ) para cada processo de inferência. Para a variável clorofila-a, o IEG foi de 68,42%, enquanto o EMQ foi de 1,55, mostrando que o processo de inferência utilizado e a classificação temática foram satisfatórios.

4.4 INFERÊNCIA ESPACIAL DA VARIÁVEL FICOCIANINA

4.4.1 ANÁLISE EXPLORATÓRIA DOS DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE FICOCIANINA

Foi realizada a análise exploratória do conjunto de 40 dados adquiridos para modelagem, de modo a verificar seu comportamento. O Quadro 6 apresenta as estatísticas descritivas da variável ficocianina, enquanto a Figura 49 ilustra o gráfico da probabilidade normal e a Figura 50 o histograma de distribuição das medidas.

A distribuição dos dados fica assimétrica, devido a valores de duas localidades e estatística do teste de Normalidade de Anderson-Darling foi igual a 0,802, não permitindo aceitar a hipótese que os dados de concentração de ficocianina têm distribuição normal, com valor p menor que 0,005. Eliminando as duas localidades com valores discrepantes em relação aos demais e que apresentaram os maiores valores, a variável concentração de ficocianina passa a ter uma distribuição Normal, ao nível de significância de 0,05 com valor $p = 0,058$.

Quadro 6-Estatísticas descritivas da variável ficocianina

Estatísticas da variável ficocianina	
Número de pontos	40
Média	3,76
Variância	2,82
Desvio Padrão	1,68
Coefficiente de Variação	0,44
Coefficiente de Assimetria	1,42
Coefficiente de Curtose	5,90
Valor mínimo	1,00
Quartil inferior	2,80
Mediana	3,25
Quartil superior	4,50
Valor máximo	10,00

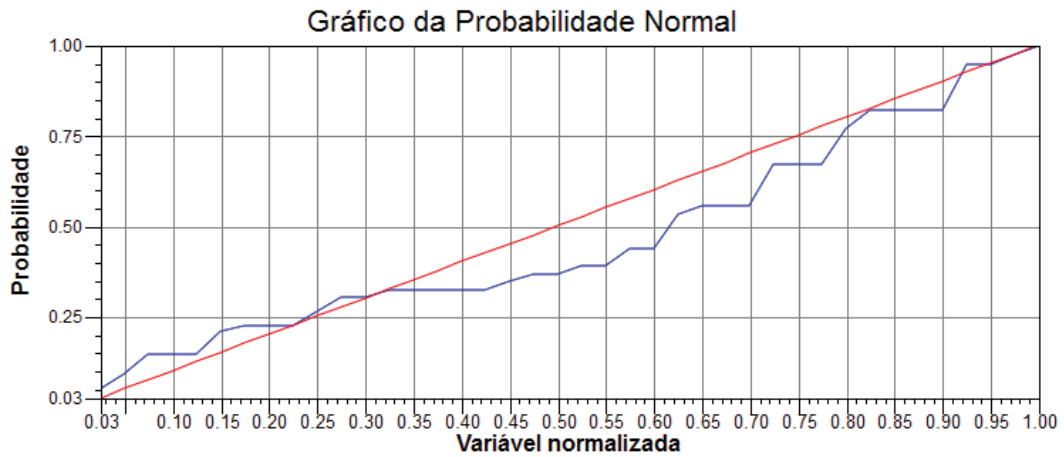


Figura 49-Gráfico de Probabilidade Normal dos dados de ficocianina

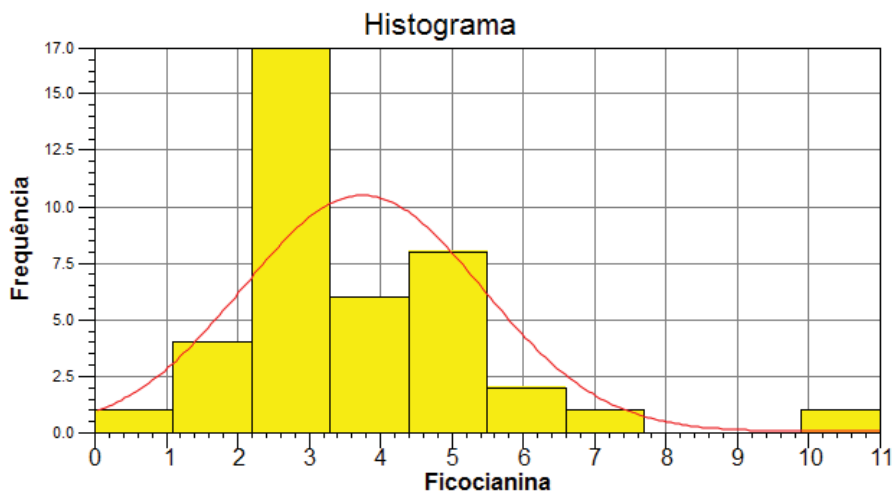


Figura 50-Histograma dos dados de ficocianina

4.4.2 INFERÊNCIA ESPACIAL DA FICOCIANINA POR KRIGAGEM ORDINÁRIA

Para iniciar o processo da modelagem, fez-se primeiramente o mapa variográfico, apresentado sob a forma de pixels, o qual mostra os variogramas para todas as possíveis direções (Figura 51). O software Idrisi considera como 0° o sentido Norte-Sul, sendo que as demais direções aumentam em sentido horário. A partir do mapa variográfico é possível perceber que a variável ficocianina não apresenta um comportamento isotrópico, ou seja, não varia uniformemente para todas as direções.

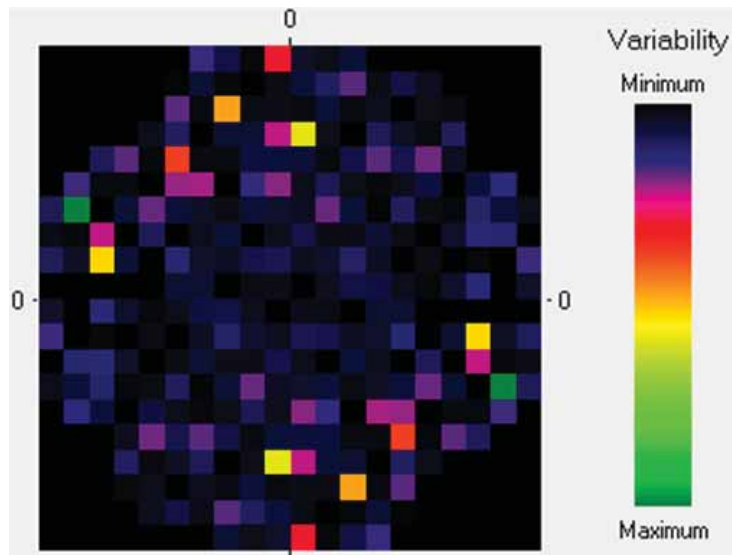


Figura 51- Mapa variográfico para a variável ficocianina

Para verificar melhor o comportamento da variável fez-se primeiramente o variograma omnidirecional, com direção 0° e tolerância angular de 90° (Figura 52). Em seguida foram construídos os variogramas nas direções de 0° , 45° , 90° e 135° , com tolerância angular de 45° . Assim como os dados de clorofila-*a* também foram gerados semivariogramas com tolerância angular de $22,5^\circ$, porém os melhores resultados foram obtidos com tolerância angular de 45° . Os variogramas possuem 10 lags com valor de comprimento de 40 m, resultando em uma distância máxima de 400 m (Figura 53-56).

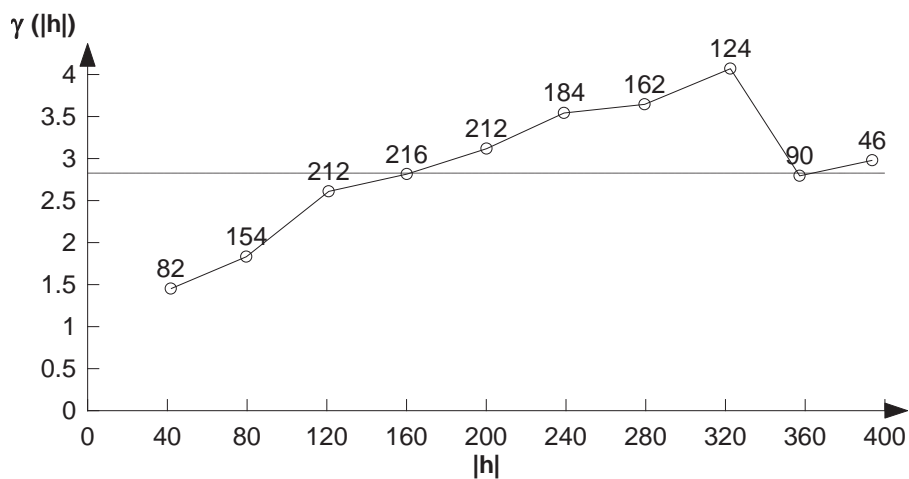


Figura 52-Variograma omnidirecional para variável ficocianina

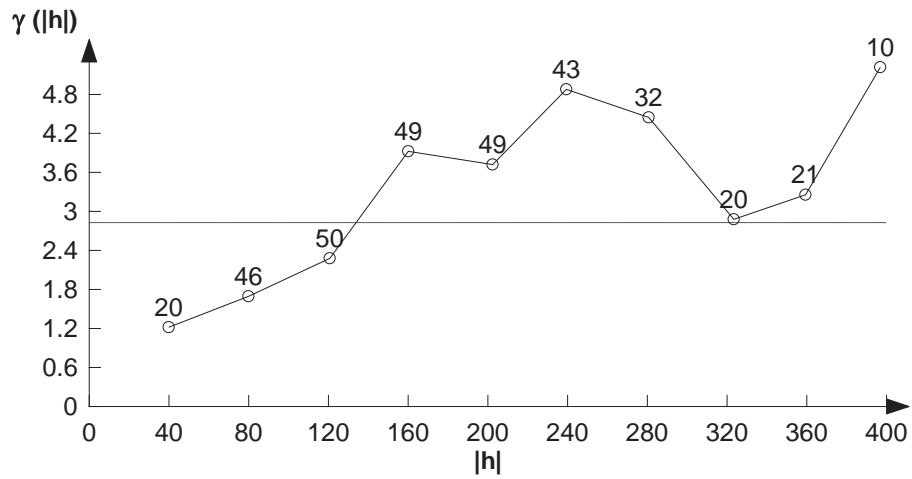


Figura 53-Variograma da ficocianina para direção 0°

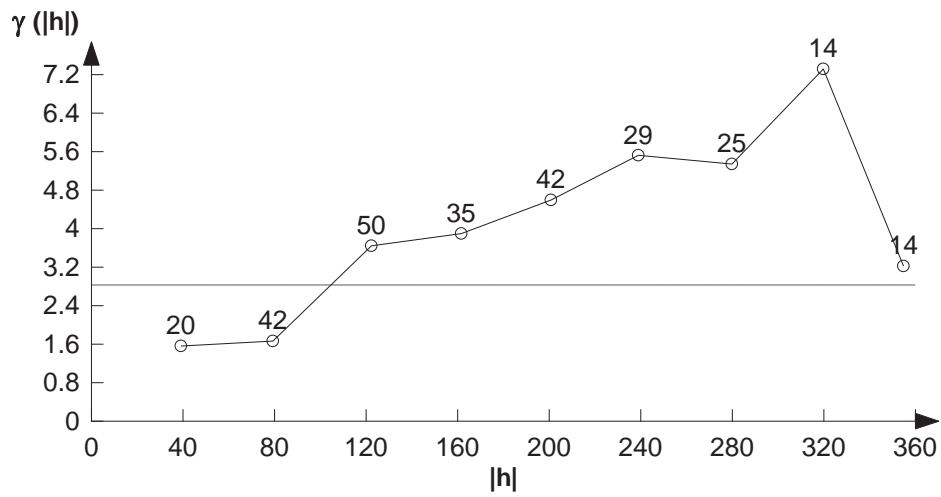


Figura 54- Variograma da ficocianina para direção 45°

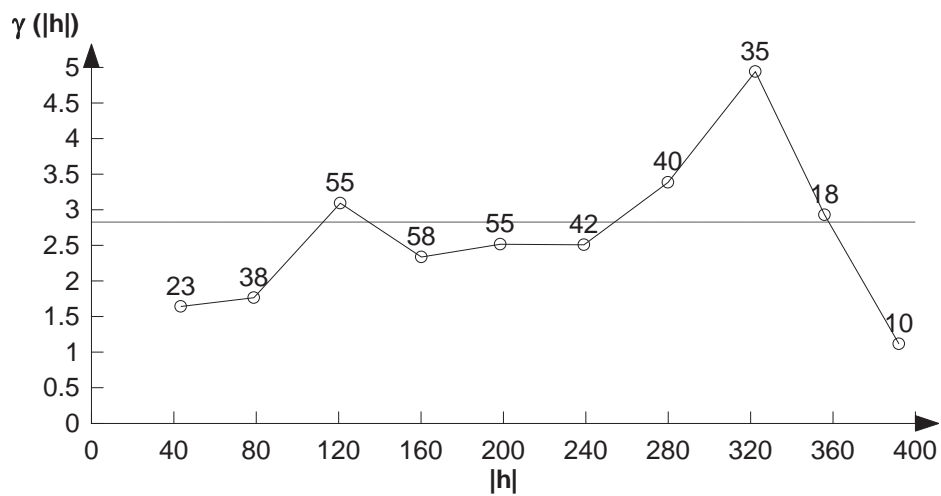


Figura 55- Variograma da ficocianina para direção 90°

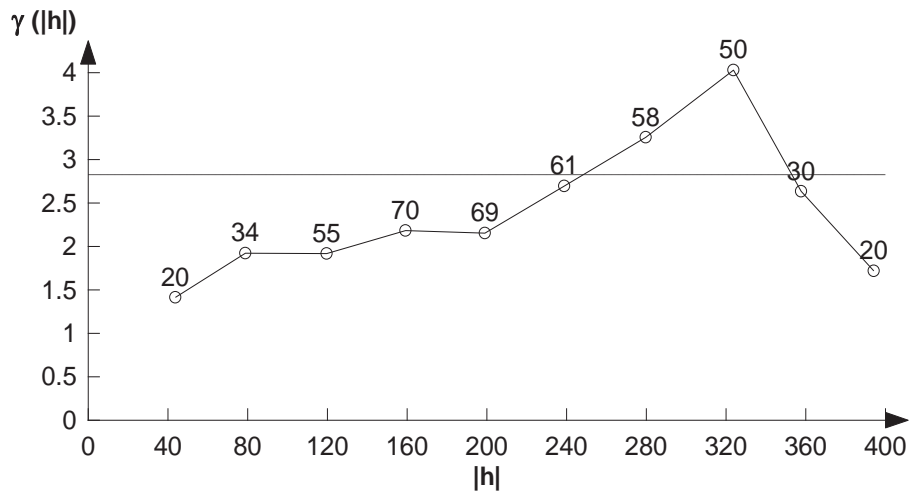


Figura 56- Variograma da ficocianina para direção 135°

A partir da análise dos variogramas para as quatro direções foi possível perceber que as direções de maior e menor alcance são respectivamente 135° e 45°. O Diagrama de Rosa (Figura 57) auxilia na percepção das direções de maior e menor continuidade, confirmando o fenômeno da anisotropia. Sendo assim, a modelagem da anisotropia dos dados de ficocianina foi feita baseada nas direções 135° e 45°.

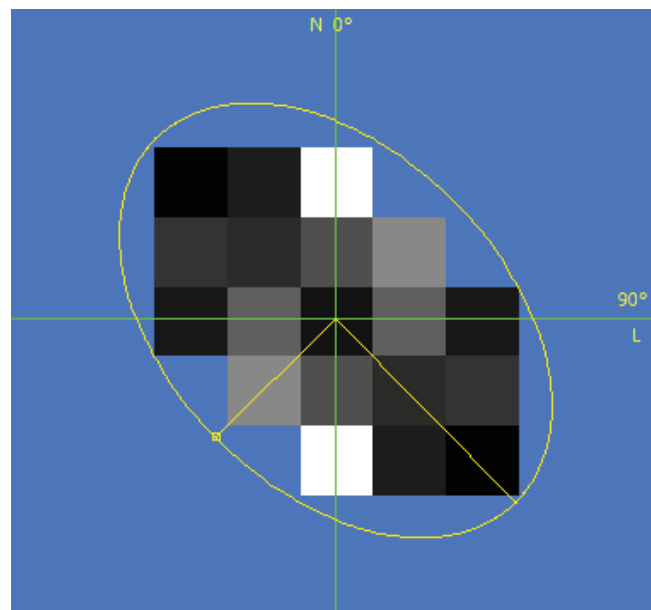


Figura 57-Diagrama de Rosa para os dados de ficocianina

A Figura 58 apresenta o modelo teórico de variograma que se ajustou melhor para cada direção e, em seguida, o modelo resultante da combinação das duas estruturas. Foi utilizado o modelo esférico nas duas direções (135° e 45°) sendo adotado o mesmo valor do efeito pepita (0,80) para os dois variogramas.

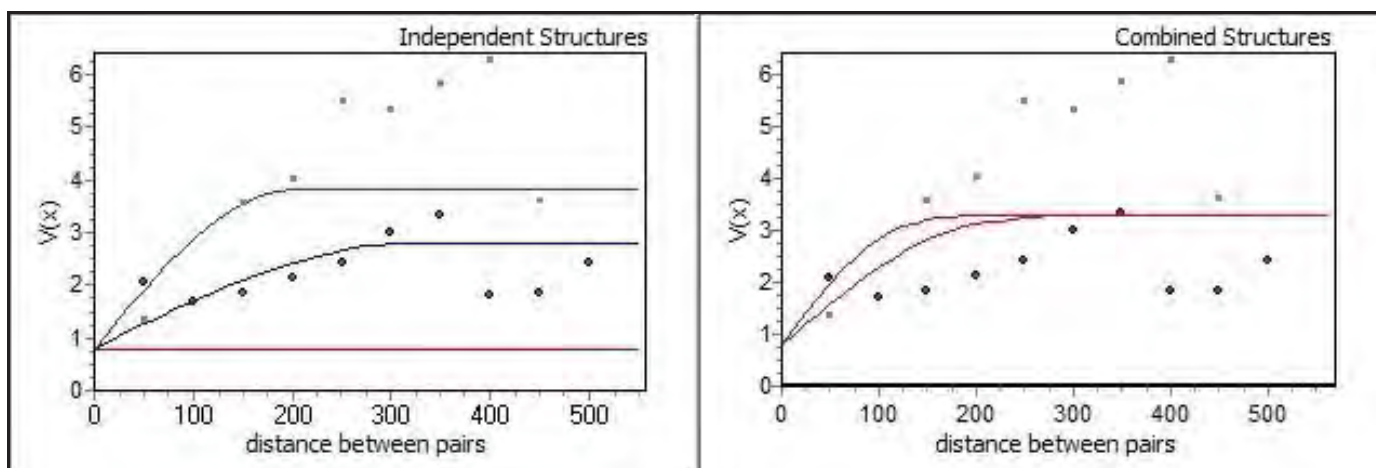


Figura 58- Modelagem da anisotropia dos dados de ficocianina

O tipo de anisotropia encontrada nos dados de ficocianina foi a combinada, na qual os patamares e alcances são distintos nas direções de maior e menor continuidade. A direção de 45° possui patamar em 3,8 e alcance de 200 m, e a direção de 135° possui patamar em 2,8 e alcance de 325 m. Para encontrar o valor da Razão de Anisotropia fez-se a divisão dos alcances nas direções de menor e maior continuidade respectivamente. Sendo assim, dividindo-se os alcances tem-se a razão de anisotropia de 0,61. O modelo resultante da combinação das duas estruturas foi:

$$0.800000 \text{ Nug}(0) + 1 \text{ Sph}(325,135,0.61) + 1.5 \text{ Sph}(200,45,0.61)$$

Após efetuar a modelagem do variograma cruzado, fez-se primeiramente a interpolação dos dados de ficocianina por meio da krigagem ordinária. Para isso, foi gerada uma máscara com resolução de 5 metros, resultando em uma grade com 105 linhas e 114 colunas. Foram realizados testes com diferentes distâncias do raio de interpolação, sendo o raio de 70 metros utilizado na interpolação. A Figura 59 apresenta o resultado da interpolação por Krigagem ordinária utilizando-se os 40 pontos amostrais.

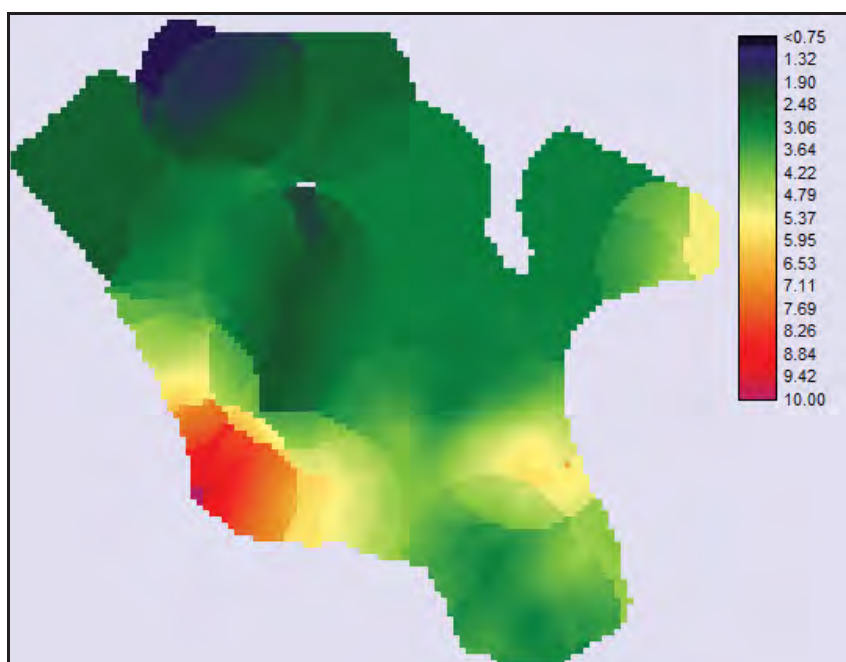


Figura 59- Interpolação da concentração de ficocianina por Krigagem Ordinária

Assim como realizado no procedimento da interpolação da clorofila-*a*, fez-se a krigagem ordinária da variável ficocianina utilizando-se todo o conjunto amostral (59 pontos) e o mesmo procedimento na estimativa da ficocianina com 40 pontos, porém com número de elementos amostrais de modelagem somado aos de validação. A Figura 60 apresenta o resultado dessa estimativa, sendo possível perceber que nos dois processos o resultado foi similar, indicando que o procedimento realizado para separação das amostras para validação não afetou o resultado final.

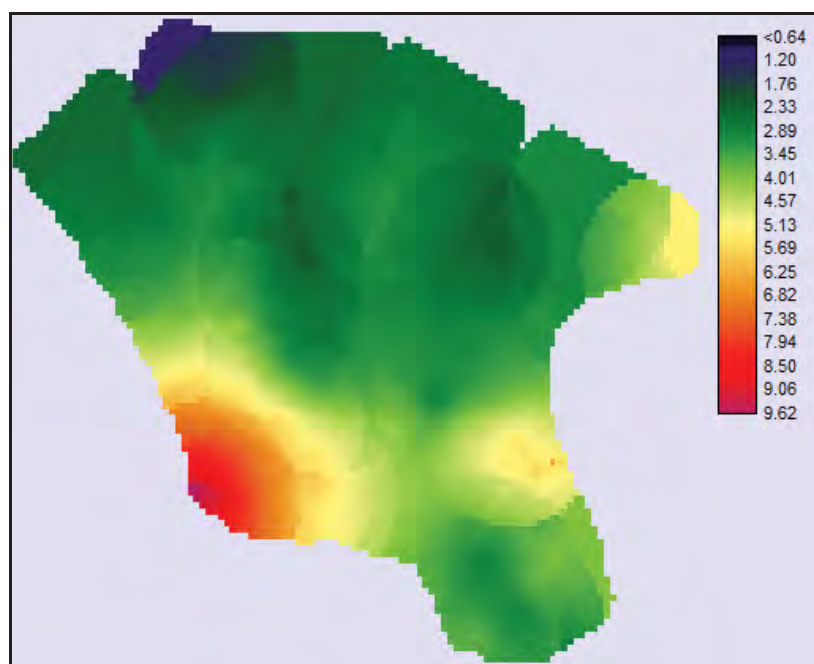


Figura 60- Inferência espacial da ficocianina por Krigagem Ordinária utilizando todo o conjunto amostral

Com o objetivo de verificar a confiabilidade dos valores interpolados construiu-se o mapa de variância do erro de estimação para a variável ficocianina para o conjunto amostral usado na

modelagem (40 elementos amostrais, resultando no fatiamento mostrado na Figura 59). A variância da Krigagem é obtida em função do estimador e da distribuição espacial das amostras, não considerando o valor do atributo. Sendo assim, observa-se que onde os valores interpolados coincidem com os pontos amostrais a variância é zero, e aumenta com a distância dos mesmos.

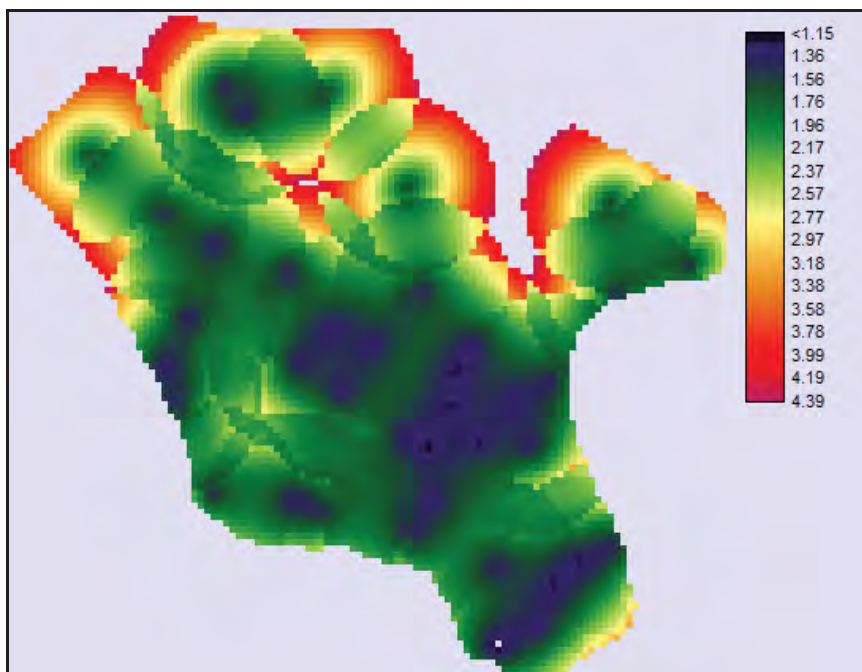


Figura 61- Mapa de variância da variável ficocianina

Observa-se na Figura 61 que as maiores variâncias encontradas na área de estudo estão na parte mais afastada da margem. Isso acontece por a amostragem é menos frequente, diminuído também a precisão da inferência nesse local.

Feito isso, gerou-se uma grade baseada no interpolador Média Ponderada por Cota e por Quadrante para posterior fatiamento da grade, resultante do processo de inferência utilizando 40 pontos, em 5 classes, com intervalo de 2 ppb. Por fim, foi criado um plano de informação, com os dados separados para validação, com o mesmo intervalo de classes definidas previamente no fatiamento.

A Figura 62 apresenta o resultado da divisão em classes da Krigagem Ordinária para a toda área de estudo. Pode-se perceber que, no geral, os valores apresentam-se em baixas concentrações, variando de 0 a 10 ppb de ficocianina. Nota-se que a concentração de ficocianina tende a aumentar conforme se aproxima da margem e que há um aumento da concentração na parte esquerda inferior da área de estudo.

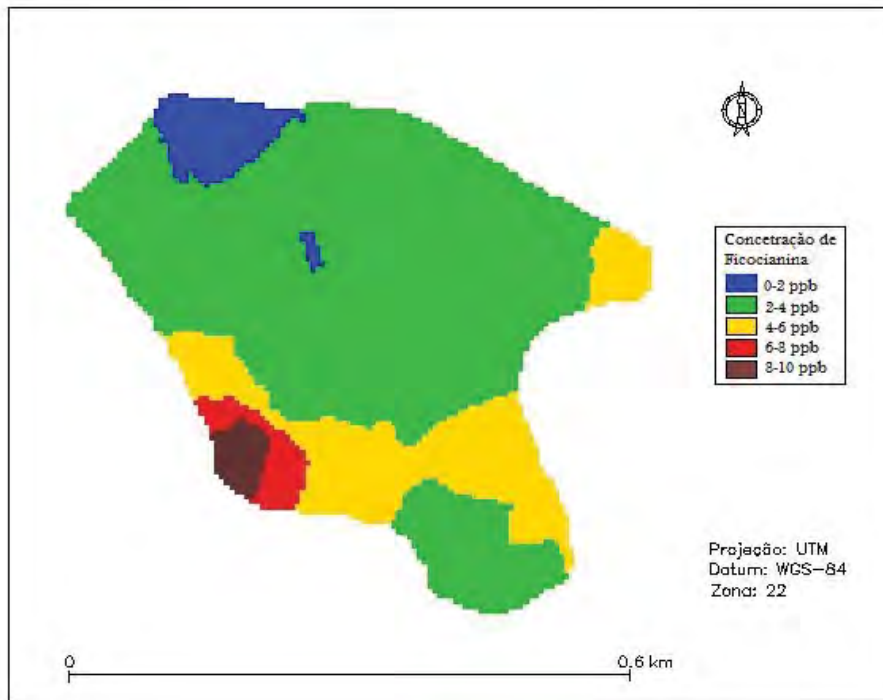


Figura 62-Classificação da interpolação por Krigagem ordinária da ficocianina

4.4.3 INFERÊNCIA ESPACIAL DA FICOCIANINA POR OUTROS INTERPOLADORES

Foram testados outros interpoladores para realizar a inferência espacial da concentração de ficocianina: Vizinho Mais Próximo, Média Simples e Média Ponderada (Figuras 63, 64 e 65). Para isso, foram utilizados os mesmos 40 pontos utilizados no processo de modelagem por meio da Krigagem Ordinária para posterior comparação entre os resultados.

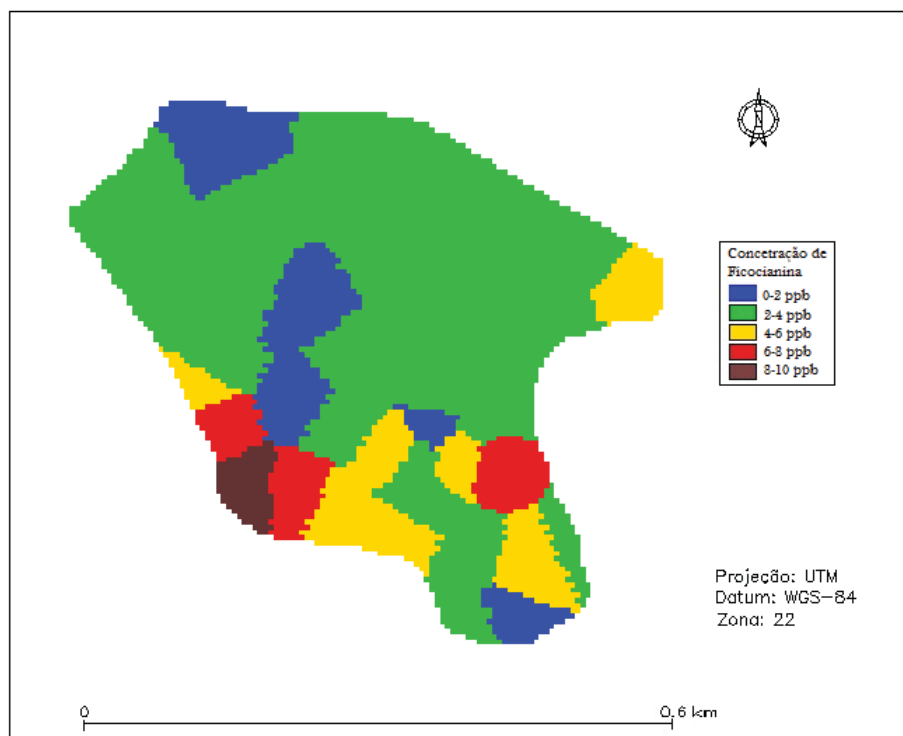


Figura 63-Classificação da interpolação pelo método do Vizinho Mais Próximo

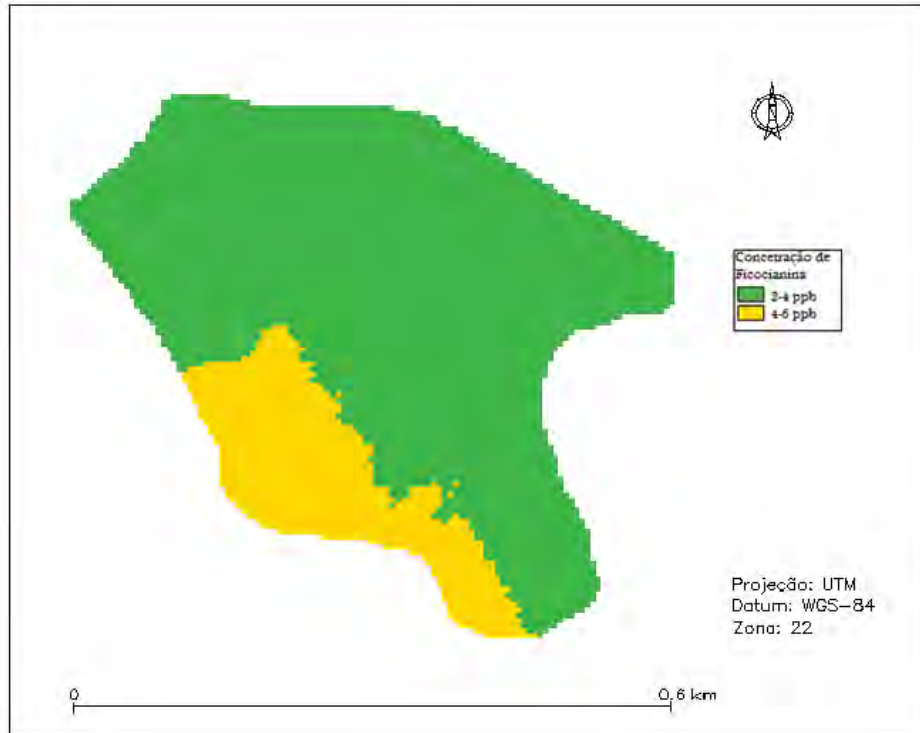


Figura 64- Classificação da interpolação pelo método Média Simples

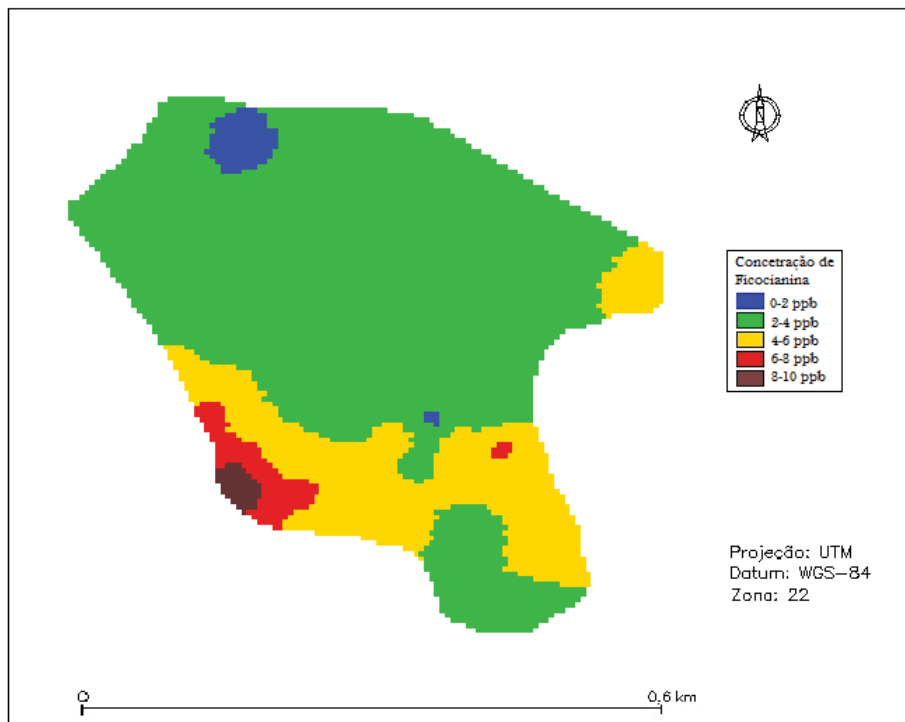


Figura 65- Classificação da interpolação pelo método da Média Ponderada

4.4.4 VALIDAÇÃO DOS PROCESSOS DE INFERÊNCIA DA VARIÁVEL FICOCIANINA

Foram realizados dois procedimentos para validar os resultados dos diferentes métodos de interpolação dos dados: comparação das classes atribuídas no processo de inferência com real

classificação dos dados separados para validação; e comparação dos valores pontuais da grade com os dados de validação. Para avaliar a classificação dos dados de validação utilizou-se o Índice de Exatidão Global (IEG), que considera a porcentagem de acertos na alocação dos dados nas classes. Já para a comparação pontual dos dados interpolados com os reais calculou-se o Erro Médio Quadrático (EMQ) para cada processo de inferência.

O Quadro 7 apresenta os resultados do IEG e EMQ dos métodos utilizados para interpolação dos dados de concentração de ficocianina. Nota-se que o EMQ resultante do interpolador Média Ponderada foi o mais satisfatório, seguido pelo EMQ resultante da Krigagem Ordinária.

Observa-se que, de acordo com o IEG, todos os métodos apresentaram boa classificação temática, porém o método que obteve a melhor classificação foi a Média Simples. Entretanto, esse resultado pode ser considerado um falso positivo, uma vez que o interpolador Média Simples dividiu os dados em apenas duas classes. A Figura 66 apresenta a comparação entre os dados reais e os dados estimados para os mesmos pontos para cada processo de interpolação.

Quadro 7- Validação dos dados de ficocianina obtidos por diferentes interpoladores

	Média Simples	Média Ponderada	Vizinho Mais Próximo	Krigagem Ordinária
EMQ	2,03	0,88	1,43	0,98
IEG	0,84	0,79	0,74	0,79

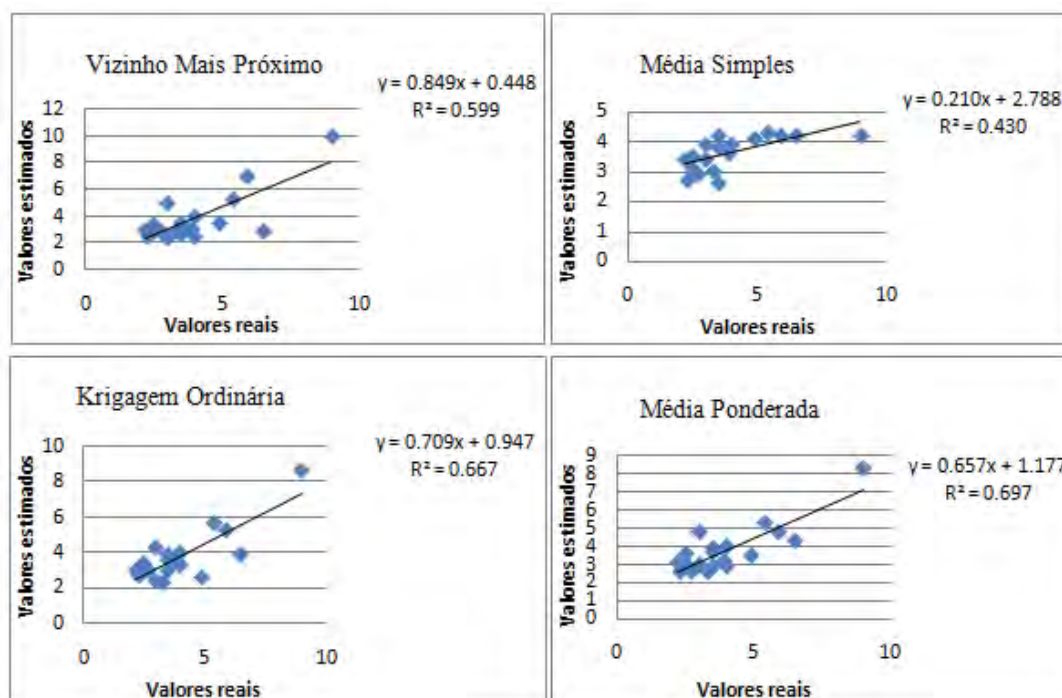


Figura 66- Comparação entre os valores estimados e os valores reais entre os diferentes processos de inferência espacial da ficocianina

5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

5.1 CONDIÇÕES DO MEIO AQUÁTICO QUANTO À OCORRÊNCIA DE CIANOBACTÉRIAS

A partir dos resultados dos dados de ficocianina e clorofila-*a* nota-se que, de modo geral, as concentrações dos pigmentos fitoplanctônicos são baixas. Observa-se que, na área de estudo, o sistema aquático apresenta estado de água clara, ou seja, com baixa turbidez. Isso representa uma característica de reservatórios meso ou oligotróficos, os quais são propícios para o crescimento de plantas aquáticas, quando rasos.

Desse modo, constatou-se a presença de macrófitas submersa em grande parte da área de estudo. Isso pode ser explicado pelo fato de que a área de estudos engloba uma região próxima à margem, sendo, portanto, favorável ao desenvolvimento de macrófitas. Além disso, no período do mês de dezembro, o volume de chuvas ainda era relativamente pequeno quando comparado com anos anteriores. Assim, o aporte de nutrientes carregados pelo escoamento superficial, ou mesmo aqueles localizados nas camadas mais profundas e que são movimentados pela ação dos ventos, ainda era reduzido.

Nesse sentido, o estado trófico do ambiente não se alterou significativamente, uma vez que as plantas aquáticas utilizam o nitrogênio e o fósforo para seu crescimento. Esses fatores, aliados à dinâmica do ecossistema aquático, baixos valores de turbidez e valores ainda não tão elevados de temperatura da água dificultam o florescimento do fitoplâncton. Todavia, a área apresenta indícios do florescimento do fitoplâncton em seu estágio inicial, de modo que a presença do pigmento ficocianina indica a presença de cianobactérias.

O Guia de Risco em relação à cianobactérias tóxicas da Organização Mundial de Saúde leva em consideração o número de células ou valor de concentração equivalente de cianobactérias para estimar o nível do risco de um ambiente aquático. Entretanto, não é possível usar unicamente a concentração da clorofila-*a* para uma avaliação de risco, uma vez que a contribuição real da cianobactéria devido a concentração estimada da clorofila-*a* não pode ser determinada. Por esse motivo, é utilizada a relação ficocianina:clorofila-*a* como uma medida preliminar para identificar águas com dominância de cianobactérias. Sabe-se que a taxa de ficocianina:clorofila-*a* $> 0,4$ é genericamente um indicativo com águas sujeita a dominância de cianobactérias (HUNTER et al., 2009). Sendo assim, como a relação ficocianina:clorofila-*a* foi de 0,85 para a área de estudo, observa-se que o ambiente é propício à dominância de cianobactérias.

De acordo com os níveis de alerta criados pela Organização Mundial de Saúde para biovolume de cianobactérias a área de estudo se enquadraria no Nível de alerta 1, embora ainda

fosse necessário realizar ensaios relativos à detecção de cianotoxinas. É importante destacar que os níveis de alerta da Organização Mundial de Saúde são altamente exigentes, uma vez que foram criados para sistemas de tratamento de água para consumo humano. Entretanto, os níveis podem ser utilizados como parâmetro para os gestores de mananciais, como é o caso do Reservatório de Nova Avanhandava. Ainda, os valores dos níveis de alerta podem sofrer adaptações de acordo as condições de cada país, uma vez que foram propostos valores gerais.

O valores de concentração de ficocianina, obtidos com o fluorômetro Unilux, variam em um intervalo de 0 a 10 ppb. Entretanto, os níveis de alerta para cianobactérias da Organização Mundial de Saúde são referentes à contagem de células, e não em relação à concentração de ficocianina. Observando a relação encontrada por Bastien et al (2011), a qual 1 ppb de ficocianina corresponde a aproximadamente 1260 células/mL de *Microcystis aeruginosa*, tem-se que o número máximo de células por mL encontrada na área seria de 12600, caso a espécie dominante fosse *Microcystis aeruginosa*.

Em relação aos padrões de contagem de cianobactérias estabelecidos pela Portaria do Ministério da Saúde 518/2004 o valor máximo encontrado na área estaria em um nível intermediário de preocupação, caso a área de estudo fosse um ponto de captação de água para abastecimento público. Nessa situação, o monitoramento do ponto deveria se dar semanalmente.

Apesar de as concentrações de ficocianina apresentarem valores baixos, deve-se salientar que os valores reais de contagem de cianobactérias podem ser mais elevados. Isso se deve pelo fato de que a concentração do pigmento ficocianina dentro das células pode variar devido ao estágio de desenvolvimento do fitoplâncton, à concentração de nutrientes no ambiente, à saturação da luz e ao nível de agregação das células.

A identificação de espécies do fitoplâncton confirmou a presença de cianofíceas, além de clorofíceas, diatomáceas, euglenófitas entre outras. Os gêneros *Microcystis sp*, *Cylindrospermopsis sp*, *Anabaena sp* e *Pseudanabaena sp* foram encontrados nas amostras de água e são potencialmente tóxicos. Isso é um alerta, pois o reservatório também é usado como manancial de abastecimento público e, em situações de florescimento em estágio avançado, esses gêneros podem lançar toxinas na água.

Por esse motivo, torna-se necessário a contagem de cianobactérias em pontos estratégicos. Assim, o uso de fluorômetros se torna uma medida complementar no gerenciamento de reservatórios, pois auxilia na localização da amostragem de pontos críticos de florescimento do fitoplâncton. Nesse sentido, o fluorômetro Unilux mostrou-se eficiente na detecção e quantificação da ficocianina, mesmo em baixas concentrações.

5.2 FEIÇÕES ASSOCIADAS AO FITOPLÂNCTON IDENTIFICADAS NAS CURVAS ESPECTRAIS

A partir da análise das curvas separaram-se três grupos que apresentavam características distintas, de acordo com as mudanças no ambiente aquático. Essas diferenças nas curvas espectrais se davam em razão da concentração dos pigmentos fitoplanctônicos e pela presença de macrófitas no ponto de coleta. Desse modo, apesar de o ambiente apresentar baixa concentração dos pigmentos fitoplanctônicos, houve mudanças nas características das curvas espectrais, principalmente pela presença de plantas aquáticas.

De modo geral, não puderam ser visualizadas as feições de absorção e espalhamento da radiação características da ficocianina. Isso pode ser explicado pelo estágio inicial do florescimento de cianobactérias no ambiente aquático. Resultados obtidos por Kutser (2006) indicam que a concentração de clorofila-*a* tem que ser superior a 10 ppb para que as feições de ficocianina se tornem detectáveis. Porém, Londe (2008) conseguiu detectar feições de ficocianina em concentrações próximas a 7 ppb de clorofila-*a* para reservatório situado em clima tropical. Assim, o fato de a concentração média de clorofila-*a* ser de 4,43 ppb explicar o não aparecimento das características de ficocianina em toda a área de estudo.

O primeiro grupo de curvas representou áreas com baixas concentrações de ambos os pigmentos fitoplanctônicos (ficocianina e clorofila-*a*) e ausência de macrófitas. Já no segundo grupo, percebe-se que a definição de feições de absorção nas regiões entre 400 e 500nm e em 670 nm, e espalhamento em 550 e 700 nm indicam maiores concentrações de clorofila-*a* na água.

O terceiro grupo apresenta características de regiões com presença de algas e plantas aquáticas. Isso pode ser observado pela feição de espalhamento por volta de 550 nm e pelo plateau formado após 700 nm. De acordo com Han e Rundquist (2003), em águas com a presença de algas e macrófitas, o aumento da profundidade causa elevação no pico do verde (550 nm). Isso ocorre devido ao fato de que a reflectância das plantas aquáticas diminuem com o aumento da profundidade.

5.3 ESPACIALIZAÇÃO DO PIGMENTO CLOROFILA-A

Para os dados de clorofila-*a* utilizou-se apenas um método de interpolação espacial, a Krigagem Ordinária. Isto ocorreu pelo fato dessa variável servir apenas como um parâmetro para auxiliar na análise da qualidade da água no Reservatório de Nova Avanhandava. Sendo assim foi feita a interpolação dos dados com a Krigagem Ordinária, haja vista que esse método permite construir o mapa de variância do erro.

Nota-se pelo resultado da interpolação que, em geral, os valores de concentração da clorofila-*a* são baixos. Sabe-se que a maioria da clorofila-*a* presente em cianobactérias está localizada no fotossistema 1. Esse fotossistema não tem características de fluorescência, logo a presença de cianobactérias não está relacionada com a fluorescência *in vivo* da clorofila-*a*. Porém, essa variável é importante para análise do fitoplâncton em geral, pois está presente em todas as espécies fitoplanctônicas.

Assim como a concentração de ficocianina os valores de clorofila-*a* foram baixos em toda a área de estudo. O valor máximo observado foi de 8 ppb de clorofila-*a*, em regiões similares às que apresentaram altos valores para a variável ficocianina. Isso ocorreu pelo fato dessas regiões apresentarem certa diversidade nas espécies do fitoplâncton, sendo possível a detecção da fluorescência da clorofila-*a* por espécies que concentram a maior parte desse pigmento no fotossistema 2. A Resolução Conama 357/2005 estabelece que para corpos de água classe 2 o valor máximo permitido é de 30 ppb. Assim, a área de estudo apresenta conformidade com o valor de concentração estipulado por lei para sua classificação.

5.4 ESPACIALIZAÇÃO DO PIGMENTO FICOCIANINA

O resultado obtido com a interpolação por krigagem ordinária da ficocianina demonstra coerência, uma vez que as maiores concentrações de ficocianina foram obtidas nas áreas em que a água tem menor velocidade de escoamento. Deste modo, quando o ambiente apresenta maior tempo de retenção da água ele se torna mais favorável ao florescimento de espécies fitoplanctônicas, especialmente cianobactérias.

Nota-se que os interpoladores Vizinho Mais Próximo e Média Simples obtiveram resultados menos satisfatórios na inferência espacial dos dados de concentração de ficocianina. O interpolador Média Simples apresentou o pior EMQ, porém o melhor IEG. Isso ocorreu pelo fato de o intervalo dos valores de concentração dos dados de ficocianina ser muito estreito, de modo que a divisão em apenas duas classes, resultante do processo inferência por Média Simples, engloba valores que são muito próximos, dando a falsa impressão de boa classificação dos dados.

A partir da análise do EMQ nota-se que os interpoladores Média Ponderada e Krigagem Ordinária tiveram melhor êxito. Apesar de a Média Ponderada ter um bom resultado na interpolação, ela não permite representar o mapa de variância do erro de estimação, pois os valores inferidos são tratados como dados sem erro. A representação da variância do erro é a vantagem da Krigagem Ordinária, sendo possível obter informações a respeito da confiabilidade dos valores interpolados.

6. CONCLUSÕES

O objetivo principal do presente trabalho foi alcançado uma vez que foi possível realizar a inferência espacial das cianobactérias por meio do pigmento fitoplanctônico ficocianina. Dessa forma, pôde-se visualizar a distribuição espacial das cianofíceas em uma área de estudos localizada no reservatório de Nova Avanhandava.

Foram testados diferentes interpoladores, sendo que os resultados obtidos com os interpoladores Krigagem Ordinária e Média Ponderada foram os mais satisfatórios de acordo com o EMQ. Entretanto, a Krigagem Ordinária se mostrou superior uma vez que, além de possibilitar a definição da forma e domínio a ser considerada na interpolação, ela permite modelar a incerteza associada à inferência.

A partir do resultado dos processos de inferência espacial da ficocianina notou-se que os valores das concentrações desse pigmento eram baixos para toda área de estudo. Isso reforça a viabilidade do método de fluorescência *in vivo* para detecção de cianobactérias, ainda que realizada em seu estágio inicial. É importante destacar que outras técnicas de sensoriamento remoto da água não são capazes de detectar e quantificar o florescimento de cianobactérias em seu estágio inicial, justificando a escolha do método empregado no presente trabalho.

Nesse sentido, notou-se que o uso da espectrorradiometria de campo não foi eficaz para visualização das feições de espalhamento e absorção da radiação pelas cianobactérias em baixas concentrações. Entretanto, pôde-se perceber feições de clorofila-*a* e de plantas aquáticas em algumas regiões, auxiliando na caracterização do ambiente.

A utilização dos parâmetros limnológicos auxiliou na caracterização do ambiente aquático, o qual se encontrava em estágio inicial de transição entre águas de estado claro para águas turvas. Isso ocorreu pelo fato do período de campo ser realizado no início da época de maiores concentrações de chuva, de modo que o ambiente não estava eutrofizado, constatando-se baixos valores de concentração de clorofila-*a* em toda a área de estudo.

Embora os valores de ficocianina medidos e inferidos também sejam baixos é necessária atenção maior para o florescimento de cianobactérias, uma vez que o reservatório é utilizado como manancial para abastecimento de água. A identificação de espécies indicou a presença de gêneros de cianobactérias potencialmente tóxicos e, de acordo com os padrões nacionais estabelecidos, a área de estudo se enquadraria em um nível intermediário de preocupação, caso a área de estudo fosse um ponto de captação de água para abastecimento público.

Evitou-se adquirir amostras diretamente em cima das plantas aquáticas, uma vez que o aparelho necessita de certa distância entre o sensor e qualquer superfície para que não haja comprometimento das leituras. Isso pode ter comprometido o mapeamento das cianobactérias, uma

vez que havia colônias de fitoplâncton agregadas às macrófitas. Recomenda-se para os próximos estudos, que vão utilizar o mesmo método de detecção de cianobactérias, delimitar regiões mais profundas dos reservatórios, de modo que não exista a presença de macrófitas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A. A. e JULIO Jr, H. F. Peixes da bacia do Alto Rio Paraná. In: LOWE-MACCONNEL, R. H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Tradução: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; CUNNINGHAM, P. T. M. São Paulo: editora da Universidade de São Paulo. 1999. p. 374-400.

ALMEIDA, F.F.M. 1964 Os fundamentos geológicos do relevo paulista. Boletim do Instituto Geográfico e Geológico do Estado de São Paulo, 41:(167):262p.

ANDRIOTTI, J. L. S. Fundamentos de estatística e geostatística. São Leopoldo: Editora Unisinos, 2003.

ARRAUT, E. M. et al. Estudo do comportamento espectral da clorofila e dos sólidos em suspensão nas águas do lago grande de Curuai (Pará), na época da seca, através de técnicas de espectroscopia de campo. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Goiânia. 2005, p. 2447-2456.

BARBOSA, P. C. C. Aplicações de Fluorescência Induzida por Laser em Monitoramento Ambiental. 2003. 139f. Tese (Doutorado em Física) - PUC, Rio de Janeiro.

BARBOSA, C. C. F. Sensoriamento remoto da dinâmica da circulação da água do sistema planície de Curuai/Rio Amazonas. 2005. 255 f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos.

BASTIEN, C. et al. Performance evaluation of phycocyanin probes for the monitoring of Cyanobacteria. Journal of environmental monitoring. 2011. 13. 110-118.

BRASIL. Resolução CONAMA 274. Estabelece as condições de balneabilidade dos corpos d'água. Diário oficial da União, Brasília, 25 mar. 2000.

BRASIL. Portaria MS nº 518. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário oficial da União, Brasília, 25 mar. 2004.

BRASIL. Resolução CONAMA 357. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário oficial da União, Brasília, 18 mar. 2005.

BRASIL. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB). Manual para estudo de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público: caso da represa Lomba do Sabão e lago Guaíba, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Gráfica Editora Palotti. Porto Alegre, 2006.

BUKATA, R. P. J. KOONDRATYEV, K.Y.; POZOZDNYAKOV, D.V. Optical properties and remote sensing of inland and coastal waters. Boca Taton: CRC,1995. 362p.

BUKATA, R. P. Satellite Monitoring of Inland and Coastal Water Quality: retrospection, introspection, future directions. Boca Raton: Taylor & Francis, 2005.

CAMARGO, E. C. G. Desenvolvimento, implementação e teste de procedimentos geoestatísticos (Krigagem) no Sistema de Processamento de informações Georreferenciadas (SPRING). Dissertação de mestrado (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1997.

CAMARGO, E. C. G. Geoestatística: fundamentos e aplicações. In: Geoprocessamento: teoria e aplicações. São José dos Campos: INPE, 2000. p. 12.1-12.25. Ed. Câmara Neto, Gilberto et al. . (INPE-8083-PRE/3898).

CAMARGO, E. C. G.; FUCKS, S. D.; CÂMARA, G. Análise espacial de superfícies. In: FUKS, Suzana Druck; CARVALHO, Marília Sá; CÂMARA, Gilberto; MONTEIRO, Antonio Miguel Vieira (Ed.). Análise espacial de dados geográficos. São José dos Campos: INPE, 2002. p. 37. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/sergio/2004/10.07.14.57>>. Acesso em: 29 set. 2010.

CESP (Companhia energética de São Paulo). Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca. 1998, 163 p.

DEKKER, A. G. Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing. Phd Thesis. Amsterdam: Vrije Universiteit, 1993.

DI BERNARDO, L. Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento/ Luiz Di Bernardo. Rio de Janeiro: ABES: 1995 140 p.

ENNES, R. Potencial das imagens hiperespectrais orbitais na detecção de componentes opticamente ativos no reservatório de Itupararanga. 2008. 126 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas) UNESP, Presidente Prudente.

FELGUEIRAS, C. A. Modelagem Numérica de Terreno. In: CÂMARA, G.; DAVIS, C. MONTEIRO, A. M. V. Introdução à Ciência da Geoinformação. São José dos Campos: INPE, 2001. Disponível em < <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/>>. Acesso em 12 de setembro de 2011.

FERREIRA, T. F.; FRAGOSO, C. R. J. MARQUES, D. M. Efeito da Liberação de Nutrientes por Plantas Aquáticas sobre a Dinâmica de Estados Alternativos da Comunidade Fitoplanctônica em um Lago Raso Subtropical. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Vol. 13. 151-160. Jan 2008.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. Ministério da saúde. Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. Brasília, 2003.

GOOVAERTS, P. Geostatistics for natural resources evaluation. New York: Oxford University, 1997.

GOTERMAN, H. L. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. Limnological institute. Oxford . Blackwell Scientific. 2.ed, 213 p., 1978.

GREGOR, J.; MARSALEK, B.; SIPKOVA, H. Detection and estimation of potentially toxic cyanobacteria in raw water at the drinking water treatment plant by in vivo fluorescence method. República Tcheca: Water Research, 2007.

GROSS, H. F. Suminescence signatures induced by lasers with enhanced specificity for remote active sensing. Remote sensing of earth resources. Tullahoma, Ten, University of Tennessee 1972.

HALL, D. O.; RAO, K. K. Fotossíntese. São Paulo: EPU:1980. v.10.

HAN, L.; RUNDQUIST, D. C. The spectral responses of ceratophyllum demersum at varying depths in a experimental tank. *International Journal of Remote Sensing*, vol 24. 859-864. 2003.

HUNTER, P. D. et al. Using Remote Sensing to aid the assessment of human health risks from blooms of potentially toxic cyanobacteria. *Environment science and technology*. Vol 43. 2627-2633. 2009.

HUSZAR, V. L. M.; DA SILVA, L. H. S. A estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil: Cinco décadas de estudos. *Limnotemas No. 2*. Sociedade Brasileira de Limnologia. Julho de 1999.

ISAAKS, E. H.; SRIVASTAVA, R. M. An introduction to applied geostatistics. New York: Oxford University Press, 1989.

IZYDORCZYK, K. et al. Measurement of Phycocyanin Fluorescence as an online early warning system for cyanobacteria in reservoir intake water. *Polônia. Wiley periodicals*. 2005.

JAMESON, D. M.; CRONEY, J. C.; MOENS, P. D. J. Fluorescence: basic concepts, practical aspects and some anecdotes. *Methods in enzymology*, 2003.

JENSEN, John R. Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres/ John R. Jensen; tradução José Carlos Neves Epiphanyo (et al.)- São José dos Campos, SP: Parêntese, 2009.

KIRK, J. T. O. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. 2 ed. Cambridge University Press, 1994.

KIRK, J.T.O. Modeling the performance of an integrating-cavity absorption meter: theory and calculations for a spherical cavity. *Applied Optics*, 34, 4397-4408, 1995.

KUTSER, T. et al. Monitoring cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. *Estuarine, costal and shelf science*, n.67, p.303-312, 2006.

KUTSER T.; METSAMAA, L.; DEKKER, A. G. Influence of the vertical distribution of cyanobacteria in the water column on the remote sensing signal. *Estuarine, costal and shelf science*, n.78, p.649-654, 2008.

LANDIM, P. M. B. Análise estatística de dados geológicos. São Paulo: Fundação Editora da UNESP, 1998- (Ciência e tecnologia).

LIMA, D. L. Sensoriamento Remoto e Geoestatística na caracterização espaço-temporal de plantas aquáticas. 2006. Dissertação de mestrado. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente.

LOBO, F. L. Biblioteca espectral: determinação de espectros de referência para a classificação de tipos de água das áreas alagáveis da Amazônia. Inpe, São José dos Campos. 2009

LONDE, L. R. Comportamento espectral do fitoplâncton de um reservatório brasileiro eutrofizado – Ibitinga (SP). 2008. 223 f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.

MACEDO, M. A. et al. Análise comparativa da espacialização do risco climático pela média ponderada, Krigagem ordinária e Krigagem por indicação. In: X Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2001, Foz do Iguaçu.

MISHRA, S.; MISHRA, D. R.; SCHLUCHTER, W. M. A Novel Algorithm for Predicting Phycocyanin Concentrations in Cyanobacteria: A Proximal Hyperspectral Remote Sensing Approach. *Remote sensing*. 2009, *1*, 758-775.

MOBLEY, C. D. The optical properties of water. In: *Handbook of Optics* (M. Bass, Ed.). McGraw-Hill Book, New York, 1994.

NAKAEMA, M. K. K.; SANCHES, R. Fluorometria no domínio da frequência. São Carlos: Química nova, 1999.

OLIVEIRA, M. C. B. Revista Biotecnologia Ciência e desenvolvimento-Edição nº 30- Janeiro/junho 2003.

RUIZ-VERDÚ, A.; SIMIS, S. G.H.; HOYOS, C. An evaluation of algorithms for the remote sensing of cyanobacterial biomass. *Remote sensing of environment* 112 (2008).

RANDOLPH, K. et al. Hyperspectral remote sensing of cyanobacteria in turbid productive water using optically active pigments chlorophyll *a* and phycocyanin. *Remote sensing of environment* n. 112, p. 4009-4019, 2008.

RICHARDSON, T. L. et al. Spectral fluorometric characterization of phytoplankton community composition using the Algae Online Analyser. *Water Research*, n.44, p. 2461- 2472, Jan. 2010.

RODGHER, S. et al. Estudo ecotoxicológicos nos Reservatórios em cascata do Médio e Baixo Rio Tietê: uma avaliação dos impactos ambientais. 2002. p. 131-144.

SCHALLES, J. F.; YACOBI, Y. Z. Remote detection and seasonal patterns of phycocyanin, carotenoid and chlorophyll pigments in eutrophic waters. *Archiv fur Hydrobiologie Special Issues Advances in Limnology*, 55, 153–168, 2000.

SCHLUCHTER, W. *Biochemistry, Microbiology, and Molecular Biology*, 1994. Department of Biochemistry and Molecular Biology, The Pennsylvania State University, Disponível em: <http://www.biology.uno.edu/fac_web_pages/schlucterhtm.html>. Acesso em: 12/03/2011.

SENGPIEL, R. E. Using airborne hyperspectral imagery to estimate chlorophyll *a* and phycocyanin in three central indiana mesotrophic to eutrophic reservoirs. 2007. Tese de Doutorado. Universidade de Idiana, Estados Unidos.

SEPPALA, J. et al. Ship-of-opportunity based phycocyanin fluorescence monitoring of the filamentous cyanobacteria bloom dynamics in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, n. 73, p. 489-500, Feb. 2007.

SILVA, J. R. L. Dinâmica de cianobactérias e cianotoxinas em um braço do reservatório da usina hidroelétrica Luiz Eduardo Magalhães e suas implicações para o abastecimento público de Palmas-TO. 2009. 125f. Dissertação (mestrado em recursos hídricos e saneamento ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SIMIS, S. G. H.; Peters, S. W. M.; Gons, H. J. Remote sensing of the cyanobacterial pigment phycocyanin in turbid inland water. *Limnology and Oceanography*, 50, 237–245, 2005.

SIMIS, S. G. H. et al. Influence of phytoplankton pigment composition on remote sensing of cyanobacterial biomass. *Remote Sensing of Environment*, n. 106, p. 414-427, 2007.

STURARO, José Ricardo. Mapeamento geoestatístico de propriedades geológico-geotécnicas obtidas de sondagens de simples reconhecimento. 1993. 146p. Tese (Doutorado em Engenharia civil)- Escola de engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

TUNDISI, J. G. Limnologia e Gerenciamento integrado de recursos hídricos- Avanços conceituais e Metodológicos. *Revista Ciência e ambiente*, 21: 09-20. 2000

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.. Limnologia. São Paulo: Oficina de textos, 2008.

TURNER DESIGNS. Fluorometer Calibration for *in vivo* detection of Cyanobacterial Pigments. 2004. Disponível em: <http://www.turnerdesigns.com/t2/doc/appnotes/cyano.html>. Acesso em: 15 de fevereiro de 2011

VINCENT, R. K.; QIN, X.; MCKAY, M.; MINER, J.; CZAJOKOWSKI, K.; SAVINO, J.; BRIDGEMAN, T. Phycocyanin detection from LANDSAT TM data for mapping cyanobacterial blooms in Lake Erie. *Remote sensing of environment* 89. 2004.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. London and New York: St Edmundsbury Press, Bury St Edmunds, Suffolk, 1999.

WEBSTER, R.; OLIVER, M. A. Geostatistics for environmental scientists. England: John Wiley & Sons, 2007.

WETZEL, R. G. Limnology. Academic press, v. 3, 2001, p. 1006