



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
CURSO DE DOUTORADO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: MANEJO E CONSERVAÇÃO DE BACIAS
HIDROGRÁFICAS NO SEMIÁRIDO

FERNANDO BEZERRA LOPES

USO DE SENSORIAMENTO REMOTO COMO SUPORTE AO MONITORAMENTO
DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DA REGIÃO SEMIÁRIDA DO
BRASIL

FORTALEZA - CEARÁ

2013

FERNANDO BEZERRA LOPES

**USO DE SENSORIAMENTO REMOTO COMO SUPORTE AO MONITORAMENTO
DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DA REGIÃO SEMIÁRIDA DO
BRASIL**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Engenharia Agrícola do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Orientadora: Prof^a. Ph.D, Eunice Maia de Andrade – UFC

Co-orientadora: Prof^a. Dra., Evlyn Marcia Leão de Moraes Novo - INPE

Fortaleza – Ceará

2013

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca de Ciências e Tecnologia

-
- L852u Lopes, Fernando Bezerra.
 Uso de sensoriamento remoto como suporte ao monitoramento da qualidade das águas superficiais da região semiárida do Brasil / Fernando Bezerra Lopes. – 2013.
 202 f. : il. color., enc. ; 30 cm.
- Tese(doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Engenharia Agrícola, Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2013.
 Orientação: Profa. Ph. D. Eunice Maia de Andrade.
 Coorientação: Profa. Dra. Evelyn Marcia Leão de Moraes Novo.
 Área de Concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.
1. Águas superficiais-qualidade. 2. Sensoriamento remoto. I. Título.

FERNANDO BEZERRA LOPES

**USO DE SENSORIAMENTO REMOTO COMO SUPORTE AO
MONITORAMENTO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DA
REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Engenharia Agrícola do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Aprovado em: 29/08/2013

BANCA EXAMINADORA


Prof^ª. Eunice Maia de Andrade, Ph. D. (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará - UFC


Prof^ª. Evlyn Marcia Leão de Moraes Novo, Dra. (Co-orientadora)
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE


Prof. Cláudio Clemente Faria Barbosa, Dr. (Conselheiro)
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE


Prof. Adunias dos Santos Teixeira, Ph. D. (Conselheiro)
Universidade Federal do Ceará - UFC


Ana Célia Maia Meireles (Conselheira), Dra.
Universidade Federal do Ceará - UFC

OFEREÇO

De maneira muito especial aos meus pais Almir Lopes e Antonieta Bezerra, pelo amor, carinho, atenção, dedicação, orações e por tudo que me ensinaram e proporcionaram para que eu pudesse chegar até aqui.

Aos meus irmãos Fabíola, Flávia, Frédson, Ana Bezerra e Amanda Witória e, aos meus sobrinhos, Ana Tereza, Luan e Cauã pelo apoio e incentivo a mim oferecidos.

À Rafaela Caitano, pelo companheirismo, incentivo, carinho, amor, atenção, dedicação, além das inúmeras memórias que construímos juntos.

À minha avó Francisca Patú (*in memória*) por todo o amor, carinho, pelos ensinamentos deixados, por todos os momentos felizes que me proporcionou e que ficaram pra sempre em minha memória.

DEDICO

“O caminho para o uso racional da água será possível através da conscientização das crianças quanto à importância, necessidade de economizar e utilizá-la de forma consciente”.

(Fernando Lopes)

“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota”.

(Madre Teresa)

AGRADECIMENTOS

A DEUS, pelo presente da vida e a gratidão pelas conquistas, a quem me concedeu a benção de vencer mais um obstáculo, de vários outros que ainda virão com os ensinamentos da vida;

Aos meus pais, meus irmãos, sobrinhos pelo amor, companheirismo e confiança a mim dedicados e por todos os momentos alegres proporcionados. E aos demais familiares pelo incentivo;

A Rafaela Ferreira Caitano por está sempre presente em minha vida, tanto nos momentos felizes como nos mais difíceis, pelo companheirismo, incentivo, amor, por todos os trabalhos e responsabilidades compartilhados, pelas muitas horas dedicadas à contribuição direta com minha tese, em especial, na fase de qualificação, além das inúmeras memórias que construímos juntos;

Ao meu irmão José Frédson Bezerra Lopes pelas diversas vezes que contribuiu com sugestões de correções da tese.

À Universidade Federal do Ceará através do Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade oferecida à realização do curso;

Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE através da Divisão de Sensoriamento Remoto pela oportunidade do curso;

Em especial à professora Eunice Maia de Andrade pela importante ajuda, pela orientação, conhecimentos transmitidos, estímulo, atenção, paciência, amizade e pelos valiosos conhecimentos para o enriquecimento da minha tese;

À Professora Evlyn Marcia Leão de Moraes Novo por aceitar ser minha orientadora no INPE, pela confiança, pela imensa contribuição com minha tese, pela orientação, por ensinar os caminhos, pela amizade, e pelos valiosos conhecimentos para o enriquecimento da minha tese;

Ao Professor Cláudio Clemente Farias Barbosa, pela imensa contribuição com minha tese, pela orientação, por ensinar os caminhos, pela amizade, pela confiança, atenção, disponibilidade durante todo o desenvolvimento da tese e pelos valiosos conhecimentos para o enriquecimento da minha tese;

Ao professor Adunias dos Santos Teixeira pelos ensinamos, pelo apoio, incentivo e conhecimentos transmitidos e pelos valiosos conhecimentos para o enriquecimento da minha tese;

À Dra. Ana Célia Maia Meireles pelo companheirismo, convivência amigável ao longo do curso, pelas coletas de campo e pelos valiosos conhecimentos para o enriquecimento da minha tese;

Aos professores Wladimir Ronald Lobo Farias da Engenharia de Pesca da UFC e a professora Helena Becker do Departamento de Química Analítica e Físico-Química da UFC pela colaboração na realização das análises limnológicas;

Ao Professor Camilo Daleles Rennó do INPE pela importante colaboração na parte de estatística;

Aos professores do departamento de Engenharia Agrícola da UFC: Omar Pereira, Claudivan Feitosa, Francisco de Souza, Marcus Bezerra, Raimundo Nonato, Renato Sílvia, Thales Viana, José Carlos, Julien Burte, Fernando Hernandez, pelos ensinamentos e conhecimentos transmitidos que, com certeza, contribuirão para minha formação pessoal e profissional;

Aos pesquisadores e professores da Divisão de Sensoriamento Remoto do INPE, pelos ensinamentos e conhecimentos transmitidos;

A todos do Grupo de pesquisa e extensão Manejo de Água e Solo no Semiárido – MASSA;

Aos colegas do programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da UFC e aos colegas Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto do INPE;

A todos os funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola da UFC e aos funcionários da Divisão de Sensoriamento remoto do INPE;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela concessão do recurso financeiro indispensável à realização do curso.

À Agência Espacial Europeia – ESA pelo fornecimento das imagens de satélites.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pelo recurso financeiro indispensável ao projeto de pesquisa;

Ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Salinidade - INCTSal, pelo apoio financeiro indispensável à aquisição de equipamentos e divulgação de resultados preliminares em congressos;

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Campus Iguatu, pelo apoio logístico às coletas de dados e realização das análises físico-químicas;

Ao MCTI/CNPq/MEC/Capes - Ação Transversal nº06/2011 – Casadinho/Procad, pelo recurso financeiro indispensável ao projeto de pesquisa.

Muito obrigado!

RESUMO

LOPES, Fernando Bezerra, Universidade Federal do Ceará. Agosto de 2013. **Uso de sensoriamento remoto como suporte ao monitoramento da qualidade das águas superficiais da região semiárida do Brasil**. Orientadora: Eunice Maia de Andrade; Co-orientadora: Evelyn Marcia Leão de Moraes Novo. Conselheiros: Cláudio Clemente Faria Barbosa; Adunias dos Santos Teixeira e Ana Célia Maia Meireles.

Com a contaminação de corpos hídricos pela ação antrópica, a disponibilidade de água torna-se cada vez menor. O conhecimento da qualidade das águas é essencial à proposição de instrumentos de gestão das mesmas. O monitoramento em áreas extensas requer um elevado número de amostras para o controle da qualidade da água; este fato, aliado aos altos custos das análises, limita a avaliação do processo de degradação das águas interiores. Apesar do desenvolvimento, nos últimos anos, das técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto, com a obtenção de informações relevantes em estudo de qualidade de águas, elas não têm sido exploradas em estudos de sistemas aquáticos de regiões semiáridas. Com isso, objetivou-se desenvolver uma metodologia baseada nas propriedades espectrais da água como suporte a avaliação de sua qualidade em ambientes semiáridos. As amostras de água foram coletadas em sete pontos de 2008 a 2010 (bimestralmente) e em 20 pontos de 2011 a 2012 (trimestralmente). As campanhas para aquisição de dados radiométricos ocorreram em 2011 e 2012, concomitantes às coletas das amostras de água. Os fatores determinantes e a similaridade das águas foram identificados pelo emprego da análise multivariada. Foram usados dados de sensoriamento remoto orbital e *in situ*, correlacionando com os dados limnológicos. Os indicadores determinantes da qualidade das águas do Orós são definidos principalmente pelos seguintes fatores: processo natural de intemperismo dos componentes geológicos do solo; carreamentos dos sólidos suspensos através do escoamento superficial das águas e poluição orgânica. A análise de agrupamento formou três grupos distintos. A similaridade das águas foi definida pelas condições naturais e pelas atividades antrópicas exercidas nas proximidades do reservatório e ao longo da bacia. Os modelos desenvolvidos para as variáveis limnológicas, sólidos inorgânicos suspensos, turbidez, transparência e condutividade elétrica, mostraram-se confiáveis, indicando que essas variáveis podem ser quantificadas remotamente a partir dos dados de sensoriamento remoto de campo. Os modelos desenvolvidos para a variável clorofila-a são confiáveis, indicando que esta variável pode ser quantificada remotamente a partir dos dados de sensoriamento remoto de campo e orbital com elevado grau de confiabilidade. O modelo geral de três bandas apresentou desempenho

superior ao modelo de duas bandas. De acordo com o modelo desenvolvido e com uso de imagens do sensor MERIS, as águas do reservatório Orós, quanto ao estado trófico, apresentaram 61,15% da sua bacia hidráulica classificadas como eutrófica, para o mês de fevereiro de 2010. Para a imagem MERIS de agosto de 2011, 95,77% das águas foram classificadas como eutróficas. Portanto, com o uso do sensoriamento remoto é possível elaborar um gerenciamento dos recursos hídricos de menor custo, gerando informações úteis à tomada de decisões pelos gestores, vital para a implantação de políticas públicas em âmbito municipal, regional, estadual e federal.

Palavras Chave: Águas continentais no semiárido. Sensoriamento de sistemas aquáticos. Monitoramento dos recursos hídricos.

ABSTRACT

LOPES, Fernando Bezerra, Universidade Federal do Ceará. Agosto de 2013. **Remote sensing as a surface water quality monitoring support in the semiarid region of Brazil.** Orientadora: Eunice Maia de Andrade; Co-orientadora: Evelyn Marcia Leão de Moraes Novo. Conselheiros: Cláudio Clemente Faria Barbosa; Adunias dos Santos Teixeira e Ana Célia Maia Meireles.

The contamination of surface water bodies due to antropic action has made water ever more scarce. Knowledge of the water quality is essential to determine instruments for it's management. Monitoring water quality in huge areas requires a high number of saimples for water quality control. This fact, allied to the high costs of water analysis, limits the evaluation that can be made of continental waters. Even though in later years geoprocessing and remote sensing techniques have been developed with important results in water quality studies, these techniques have yet to be applied in the study of aquatic systems in semiarid regions. Therefore, it was attempted to develop a methodology based on the spectral characteristics of water as a support method for the evaluation of water quality in semiarid regions. Water samples were collected in seven points from 2008 to 2010 (every two months) and in 20 points from 2011 and 2012 (every three months). The campaigns for radiometric data acquisition occurred in 2011 and 2012, alongside the water sampling. The determinant factors and water similarity were identified by the multivariable analysis. Data from orbital and *in situ* remote sensing correlated with limnologic data were used. The determinant indicators for water quality in the Oros were defined mainly by the following factors: the geologic components of the soil; sediment transport by surface flow and organic pollution. The Cluster Analysis formed three distinct groups. The water similarity was defined by natural conditions and by the land use around the reservoir and along the basin. The models developed for limnologic variables, suspended inorganic solids, turbidity, transparency and electric conductivity, showed themselves to be trustworthy, indicating that these variables can be quantified remotely through remote sensing data. The models developed for the clorophile-a fitted well, indicating that this variable can be quantified accurately through *in situ* and orbital remote sensing data. The general three banded model presented a better efficiency to that of the two band model. According to the developed model and the image use of the MERIS sensor, the Oros waters, as far as trophic state is concerned, presented 61.15% of it's water bater classified as eutrophic for the month of February, 2010. For the MERIS image of August 2011, 95.77% of it's waters were classified as eutrophic. Therefore, through remote

sensing data it is possible to elaborate a water resources management at a lower cost, generating a usefull information for decision making by managers, vital for the implementation of public policies at county, regional, state and federal levels.

Keywords: Continental waters in the semiarid. Sensing of aquatic systems. Water resources monitoring.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema representativo dos quatro elementos fundamentais das técnicas de sensoriamento remoto	32
Figura 2 - Propagação da luz, segundo a Teoria Ondulatória	33
Figura 3 - Curvas de radiação de corpo negro para diversos objetos, incluindo o Sol e a Terra	35
Figura 4 - Espectro eletromagnético	37
Figura 5 - Decomposição da luz branca através de um prisma	38
Figura 6 - Os tipos de espalhamento na atmosfera, (a) molecular ou Rayleigh, (b) Mie, (c) espalhamento não seletivo	40
Figura 7 - Variação da intensidade do espalhamento de Rayleigh, para a região do visível (0,4 a 0,7 μm)	41
Figura 8 - Comparação entre os espectros de radiação eletromagnética emitidos por um corpo negro a 6.000 K, no topo da atmosfera e ao nível do mar	42
Figura 9 - Elementos da fase de aquisição	45
Figura 10 - Curvas típicas de reflectância de vegetação verde, solo seco e água limpa	46
Figura 11 - Curvas de reflectância da água nos estados líquidos, gasoso (nuvem) e sólido (neve)	47
Figura 12 - Coeficiente de absorção da água pura	49
Figura 13 - Coeficiente de espalhamento pela água pura	49
Figura 14 - Efeito do tamanho da partícula na função volumétrica de espalhamento	50
Figura 15 - Fatores que determinam a intensidade e a forma dos fluxos de radiação detectados pelo sensor	51
Figura 16 - Coeficiente de absorção da clorofila-a diferentes concentrações	54
Figura 17 - Resposta espectral da clorofila-a para diferentes concentrações na água.....	55
Figura 18 - Porcentagem de reflectância de água com algas e com concentrações variáveis de sólidos em suspensão	56
Figura 19 - Reflectância espectral medida <i>in situ</i> de águas claras com concentrações variáveis de 0 a 1000 mg L^{-1} de argila (a) e silte (b).....	57
Figura 20 - Espectro de Absorção de Matéria Orgânica Dissolvida na Água.....	58
Figura 21 - Fator de reflectância bidirecional para diferentes concentrações de MOD (mg L^{-1}) medidas em laboratório.....	59
Figura 22 - Localização do açude Orós na bacia do Alto Jaguaribe, Estado do Ceará	73

Figura 23 - Municípios integrantes da bacia do Alto Jaguaribe, Ceará.....	74
Figura 24 - Altitude para a bacia do Alto Jaguaribe no Estado do Ceará	75
Figura 25 - Declividade em porcentagem para a bacia do Alto Jaguaribe, Estado do Ceará..	76
Figura 26 - Mapa de solos da bacia do Alto Jaguaribe.....	77
Figura 27 - Mapa de classificação de uso da terra em torno da bacia hidráulica do reservatório Orós	81
Figura 28 - Pluviometria para o posto de Iguatu (FUNCME, 2013), localizado a montante do reservatório Orós (A) e cota x volume (COGERH, 2013) para o reservatório Orós (B) para os anos de 2008 a 2012	83
Figura 29 - Índice de Aridez para a bacia do Alto Jaguaribe, Estado do Ceará.....	86
Figura 30 - Principais reservatórios da Bacia do Alto Jaguaribe	87
Figura 31 - Rede de drenagem da Bacia do Alto Jaguaribe	88
Figura 32 - Esquema da metodologia de trabalho	93
Figura 33 - Localização dos pontos de coletas no reservatório Orós, Ceará.....	94
Figura 34 - Local dos pontos de coletas no reservatório Orós, Ceará.....	95
Figura 35 - Localização dos pontos de coletas no reservatório Orós, Ceará, para os anos de 2011 e 2012.....	96
Figura 36 - Coleta de água a profundidade de aproximadamente 30 cm (A) para análise de atributos químicos; garrafa de 1,5 L (B).....	99
Figura 37 - Leituras do pH (A), da temperatura (B) e transparência com disco de Secchi (C) na água do reservatório Orós, Ceará.....	99
Figura 38 - Adição de gelo nas caixas isotérmicas para a coleta (A); armazenagem dos frascos de água coletada no reservatório Orós em caixas isotérmicas refrigeradas (B).....	100
Figura 39 - Amostras coletadas no reservatório sendo descarregadas para o laboratório (A) chegando ao laboratório (B)	100
Figura 40 - Leitura da placa lambertiana (A), zoom da leitura da placa (B), leitura da radiância espectral do sistema aquático (C), zoom da leitura da radiância espectral do sistema aquático (D) procedimentos realizados para a coleta de dados radiométricos no reservatório Orós, Ceará	106
Figura 41 - Dendrograma dos agrupamentos das águas do reservatório Orós	120
Figura 42 - Distribuição dos grupos no reservatório Orós, Ceará.....	121
Figura 43 - Histogramas da concentração de clorofila-a para as águas do reservatório Orós, CE, (A) geral e (B) por estação	126

Figura 44 - Espelho d'água do reservatório Orós com sólidos suspensos (A), presença de animais nas margens e (C) piscicultura	127
Figura 45 - Variação espacial das concentrações de clorofila-a para as águas do reservatório Orós, Ceará	128
Figura 46 - Variação espaço-temporal das concentrações de clorofila-a para as águas do reservatório Orós, Ceará	130
Figura 47 - Histogramas da turbidez para as águas do reservatório Orós, Ceará, (A) geral e (B) por estação	131
Figura 48 - Variação espacial da turbidez das águas do reservatório Orós, CE.....	132
Figura 49 - Variação espaço-temporal da turbidez das águas do reservatório Orós, Ceará, por estação.....	133
Figura 50 - Comportamento espectral do sistema aquático do reservatório Orós, campanha de campo realizada em março (A), junho (B), agosto (C) e novembro (D) de 2011	135
Figura 51 - Comportamento espectral do sistema aquático do reservatório Orós, para as campanhas de campo realizadas em fevereiro (A), maio (B), agosto (C) e dezembro (D) de 2012	141
Figura 52 - Distribuição temporal da frequência dos três grupos de fitoplacton predominantes nas águas do reservatório Orós	146
Figura 53 - Correlogramas entre o fator de reflectância e variáveis medidas para os pontos amostrados no reservatório Orós, Ceará: (a) clorofila-a em $\mu\text{g L}^{-1}$, (b) Condutividade elétrica – CE em dS m^{-1} , (c) pH	147
Figura 54 - Correlogramas entre o fator de reflectância e algumas variáveis medidas para os pontos amostrados no reservatório Orós, Ceará: (a) SST em mg L^{-1} , (b) SIS em mg L^{-1} , (c) turbidez em UNT, (d) transparência em cm	148
Figura 55 - Modelos para estimativas das variáveis limnológicas (A) Sólidos Inorgânicos Suspensos – SIS (B) turbidez, (C) transparência e (D) condutividade elétrica – CE	150
Figura 56 - Dispersão entre os resíduos e as concentrações das variáveis limnológicas (A) Sólidos Inorgânicos Suspensos – SIS (B) turbidez, (C) transparência e (D) condutividade elétrica – CE.....	152
Figura 57 - Validação dos modelos para quantificação das concentrações das variáveis limnológicas (A), Sólidos Inorgânicos Suspensos – SIS (B), turbidez, (C) transparência e (D) condutividade elétrica – CE	153

Figura 58 - Modelos de estimativas das concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, a partir dos dados de campo de reflectância de agosto de 2011: (A) três e (B) duas bandas	155
Figura 59 - Dispersão entre os resíduos e as concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, para os dados de campo de reflectância de agosto de 2011: (A) três e (B) duas bandas.....	157
Figura 60 - Validação dos modelos para quantificação das concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, usando dados espectrais de campo de junho de 2011: (A) três e (B) duas bandas.....	158
Figura 61 - Simulação das bandas espectrais do sensor MERIS a partir dos dados de campo de reflectância de agosto de 2011	159
Figura 62 - Modelos de estimativas das concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, usando as bandas simuladas do sensor MERIS a partir dos dados campo de reflectância de agosto de 2011: (A) três e (B) duas bandas.....	160
Figura 63 - Dispersão entre os resíduos e as concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, para as bandas simuladas do sensor MERIS a partir dos dados campo de reflectância de agosto de 2011: (A) três e (B) duas bandas.....	161
Figura 64 - Validação dos modelos para quantificação das concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, usando dados simulados do sensor MERIS de junho de 2011: (A) três e (B) duas bandas	162
Figura 65 - Resposta espectral do sistema aquático do reservatório Orós, para imagem do sensor MERIS agosto de 2011, para os pontos de coletas em campo	163
Figura 66 - Modelos de estimativas das concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, usando dados do sensor MERIS de agosto de 2011: (A) três e (B) duas bandas	164
Figura 67 - Dispersão entre os resíduos e as concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, usando dados do sensor MERIS de agosto de 2011: (A) três e (B) duas bandas	164
Figura 68 - Resposta espectral do sistema aquático do reservatório Orós, para as imagens do sensor MERIS de agosto de 2008 (A) e fevereiro de 2010 (B).....	165
Figura 69 - Validação dos modelos para quantificação das concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, usando dados do sensor MERIS de agosto de 2008 e fevereiro de 2010: (A) três e (B) duas bandas.....	166

Figura 70 - Modelo geral de estimativas das concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, usando dados do sensor MERIS para as imagens de agosto de 2008, fevereiro de 2010 e agosto de 2011: (A) três e (B) duas bandas	167
Figura 71 - Dispersão entre os resíduos e as concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, usando dados do sensor MERIS: (A) três e (B) duas bandas	167
Figura 72 - Validação dos modelos para quantificação das concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, usando os dados dos pontos amostrais pares em campo de agosto de 2011 do sensor MERIS (A) três e (B) duas bandas.....	168
Figura 73 - Variações nas concentrações de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$), usando o modelo geral de três bandas, aplicado na imagem do sensor MERIS, 19/02/2010, para o reservatório Orós, Ceará	169
Figura 74 - Pluviometria para o posto de Iguatu, localizado a montante do reservatório Orós (A) e cota x volume para o reservatório Orós (B) para os anos de 2010 a 2011.	171
Figura 75 - Variações nas concentrações de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$), usando o modelo geral de três bandas, aplicado na imagem do sensor MERIS, 29/08/2011, para o reservatório Orós, Ceará	172
Figura 76 - Classificação do nível trófico considerando as concentrações de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$), para a imagem do sensor MERIS 19/02/2010, para o reservatório Orós, Ceará	174
Figura 77 - Classificação do nível trófico considerando as concentrações de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$), para a imagem do sensor MERIS 29/08/2011, para o reservatório Orós, Ceará	175
Figura 78 - Simulação das bandas espectrais do sensor LANDSAT 8 a partir dos dados espectrais de campo adquiridos em agosto de 2011 no reservatório Orós	176
Figura 79 - Modelo de estimativa das concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, para as bandas simuladas do sensor LANDSAT 8 a partir dos dados campo de reflectância de agosto de 2011.....	177

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Relação de cores e faixas espectrais na região do visível	38
Tabela 2 - Comprimentos de onda de absorção dos pigmentos	53
Tabela 3 - Distribuição percentual das classes de solo da bacia do Alto Jaguaribe	77
Tabela 4 - Uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe	79
Tabela 5 - Precipitação para três postos localizados na bacia do Alto Jaguaribe	82
Tabela 6 - Dados Climatológicos para três estações meteorológicas na bacia do Alto Jaguaribe	84
Tabela 7 - Valores médios da evaporação potencial, velocidade do vento, radiação solar global e balanço hídrico para três estações meteorológicas na bacia do Alto Jaguaribe	85
Tabela 8 - Caracterização do açude Orós	88
Tabela 9 - Dados de área, população, domicílios com abastecimento de água e domicílios com esgotamento sanitário dos municípios da bacia do Alto Jaguaribe	90
Tabela 10 - Dados de pecuária, culturas temporárias e indústria de transformação dos municípios da bacia do Alto Jaguaribe	91
Tabela 11 - Atributos analisados, metodologias analíticas e referências	97
Tabela 12 - Intervalo de validade do teste KMO, para aplicação no modelo de análise fatorial	102
Tabela 13 - Aplicações das bandas do sensor MERIS	108
Tabela 14 - Características espectrais das bandas do sensor LANDSAT 8	110
Tabela 15 - Interpretação dos coeficientes de correlação e determinação de Pearson	113
Tabela 16 - Matriz de cargas fatoriais resultante da aplicação do método de componentes principais aos dados de qualidade das águas do reservatório de Orós, CE	116
Tabela 17 - Matriz de cargas fatoriais das variáveis transformadas pelo algoritmo varimax nos cinco componentes principais selecionados das águas do reservatório	118
Tabela 18 - Variação do coeficiente de aglomeração para a análise hierárquica de agrupamentos	120
Tabela 19 - Estatística das variáveis limnológicas do reservatório Orós para os três grupos, definidos pela análise de agrupamento	122
Tabela 20 - Padrão de qualidade para águas doce de Classe 2 - Resolução Conama nº 357/2005	124

Tabela 21 - Critério de classificação para eutrofização e enquadramento dos grupos similares quanto à qualidade da água.....	125
Tabela 22 - Graus de restrições das águas do açude Orós, Ceará, para uso na irrigação	126
Tabela 23 - Constituintes opticamente ativos (COAs) da água e parâmetros limnológicos para a coleta de março de 2011	136
Tabela 24 - Constituintes opticamente ativos (COAs) da água e parâmetros limnológicos para a coleta de junho de 2011	137
Tabela 25 - Constituintes opticamente ativos (COAs) da água e parâmetros limnológicos para a coleta de agosto de 2011	138
Tabela 26 - Constituintes opticamente ativos (COAs) da água e parâmetros limnológicos para a coleta de novembro de 2011	139
Tabela 27 - Constituintes opticamente ativos (COAs) da água e parâmetros limnológicos para a coleta de fevereiro de 2012	142
Tabela 28 - Constituintes opticamente ativos (COAs) da água e parâmetros limnológicos para a coleta de maio de 2012	143
Tabela 29 - Constituintes opticamente ativos (COAs) da água e parâmetros limnológicos para a coleta de agosto de 2012	144
Tabela 30 - Constituintes opticamente ativos (COAs) da água e parâmetros limnológicos para a coleta de dezembro de 2012.....	145
Tabela 31 - Posições espectrais com maiores coeficientes de correlação do fator de reflectância com as variáveis SST, SiS, turbidez e transparência	149
Tabela 32 - Comparação Entre Autores - Modelo de Três Bandas	156
Tabela 33 - Variáveis limnológicas analisadas no dia da imagem do sensor MERIS, 19/02/2010, para o reservatório Orós, Ceará.....	170
Tabela 34 - Variáveis limnológicas analisadas no dia de aquisição da imagem do sensor MERIS, 20/08/2011, para o reservatório Orós, Ceará.....	173

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	24
2	HIPÓTESE E OBJETIVOS.....	27
2.1	Hipótese	27
2.2	Objetivos	27
2.2.1	Geral	27
2.2.2	Objetivos Específicos	27
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	28
3.1	Água superficial	28
3.2	Sensoriamento remoto.....	31
3.3	Princípios físicos do sensoriamento remoto.....	32
3.3.1	Radiação Eletromagnética (REM)	32
3.3.2	Espectro eletromagnético.....	36
3.3.3	Interação da radiação eletromagnética na atmosfera	38
3.3.3.1	Refração.....	39
3.3.3.2	Espalhamento.....	39
3.3.3.3	Absorção	42
3.3.4	Conceitos radiométricos	43
3.3.4.1	Transmitância	43
3.3.4.3	Absorbância	44
3.3.4.4	Irradiância	44
3.3.4.5	Exitância	44
3.3.4.6	Radiância	44
3.3.5	Elementos da fase de aquisição	45
3.4	Comportamento espectral de alvos	46
3.4.1	Comportamento espectral da água	47
3.4.2	Propriedades ópticas da água	48
3.4.2.1	Propriedades ópticas inerentes.....	48
3.4.2.2	Propriedades ópticas aparentes	50

3.4.3	Interação da radiação eletromagnética com a água.....	50
3.4.4	Propriedades ópticas dos componentes opticamente ativos na água	52
3.4.3.1	Fitoplâncton	52
3.4.3.2	Sólidos inorgânicos em suspensão.....	56
3.4.3.3	Material orgânico dissolvido	58
3.5	Estimativa remota das concentrações de clorofila-a.....	59
3.5.1	Razão de bandas espectrais.....	60
3.5.2	Algoritmos para estimativa de pigmentos.....	60
3.5.3	Modelo de três bandas espectrais.....	61
3.5.3.1	Refletância de sensoriamento remoto (R_{rs}).....	61
3.5.3.2	Seleção das três regiões usadas no modelo.....	62
3.5.4	Aplicações dos modelos.....	64
3.6	Análise multivariada de dados.....	66
3.6.1	Análise fatorial/componente principal.....	67
3.6.2	Análise de agrupamento.....	70
4	ÁREA DE ESTUDO.....	73
4.1	Caracterização geral e localização geográfica	73
4.2	Caracterização fisiográfica.....	74
4.2.1	Geologia.....	74
4.2.2	Relevo	75
4.2.3	Solos	76
4.2.4	Uso e ocupação do solo	78
4.3	Caracterização Hidroclimatológica.....	81
4.3.1	Aspectos climáticos	81
4.3.2	Precipitação.....	81
4.3.3	Dados climatológicos.....	84
4.3.4	Índice de aridez.....	85
4.3.5	Recursos hídricos.....	86
4.4	Aspectos Socioeconômicos.....	89
5	MATERIAL E MÉTODOS.....	92

5.1	Área de estudo	94
5.2	Coletas de dados limnológicos.....	94
5.2.1	Local	94
5.2.2	Época das campanhas de campo	96
5.2.3	Atributos	96
5.3	Estatística multivariada	101
5.3.1	Análise dos componentes principais.....	101
5.3.1.1	Análise de consistência dos dados	101
5.3.1.2	Elaboração da matriz de cargas fatoriais	102
5.3.1.3	Comunalidades	103
5.3.1.4	Transformação ortogonal da matriz de cargas fatoriais.....	103
5.3.2	Análise de agrupamento.....	104
5.4	Aquisição de dados de sensoriamento remoto.....	105
5.4.1	Aquisição das medidas espectrais <i>in situ</i>	105
5.4.2	Aquisição das medidas espectrais orbital	107
5.5	Pré-Processamento das Imagens	108
5.6	Simulação de bandas espectrais de sensores orbitais	109
5.7	Estimativas das variáveis limnológicas usando dados de sensoriamento remoto	110
5.7.1	Modelo empírico para inferência da água usando dados de sensoriamento remoto	110
5.7.2	Razão de bandas espectrais.....	111
5.7.3	Modelo de três bandas espectrais para estimativa remota das concentrações de clorofila-a	111
5.8	Validação do desempenho dos modelos	112
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	116
6.1	Análise exploratória dos dados limnológicos.....	116
6.1.1	Análise dos componentes principais.....	116
6.1.2	Análise de agrupamento.....	119
6.2	Dinâmica espaço-temporal de atributos limnológicos na água do açude Orós	126
6.2.1	Clorofila-a.....	126
6.2.2	Turbidez.....	130
6.3	Análise exploratória de dados espectrais do sensoriamento remoto de campo.....	133

6.4	Correlação simples entre o fator de reflectância e variáveis limnológicas	146
6.5	Modelos para estimativas das variáveis limnológicas a partir de dados de sensoramento remoto de campo	149
6.6	Modelos para estimativas da concentração de clorofila-a a partir de dados de sensoramento remoto de campo	154
6.7	Modelos para estimativas da concentração de clorofila-a a partir de dados de simulação do sensor orbital usando dados de sensoramento remoto de campo.....	159
6.8	Modelos para estimativas da concentração de clorofila-a a partir de dados de sensoramento remoto orbital	162
6.9	Dinâmica espaço-temporal das concentrações de clorofila-a no reservatório Orós, Ceará, usando imagens MERIS.....	169
6.10	Análise do potencial de uso dos dados espectrais do sensor LANDSAT 8 para estimativas das concentrações de clorofila-a	176
7	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	179
7. 1	Conclusões.....	179
7. 2	Recomendações.....	181
	REFERÊNCIAS	182

1 INTRODUÇÃO

A água é a substância de maior importância na natureza, pois dela depende a existência de todas as formas de vida de que se tem conhecimento. De acordo com a UNESCO (2012), calcula-se que a população urbana mundial deve aumentar de 3,4 bilhões para 6,3 bilhões de pessoas, no período entre 2009 e 2050. Na medida em que cresce a demanda por recursos hídricos no mundo, diminui a disponibilidade de água doce e a probabilidade de seu fornecimento. Como agravante, nas últimas décadas a qualidade da água vem sendo rapidamente deteriorada, o que inviabiliza a utilização de importantes reservatórios como instrumento de controle da escassez. Vários estudos demonstram, em termos mundiais, a tendência de os recursos hídricos se tornarem mais escassos, tanto no que se refere à quantidade como à qualidade, caso não haja ações enérgicas visando à melhoria da gestão da oferta e da demanda da água para distintos usos. Assim, manter o abastecimento d'água, não apenas em quantidade, mas também em qualidade, será o maior desafio a ser superado pela sociedade.

Em regiões áridas e semiáridas de baixas latitudes, as barragens e a perenização artificial de rios constituem a principal fonte de água para uso doméstico, industrial e agrícola, tornando a prevenção e o controle da poluição desses mananciais, indispensáveis. De fato, para se avaliar o estado da qualidade das águas superficiais, é necessário que programas de monitoramento das características físicas, químicas e biológicas sejam implementados (BRODNJAK-VONCINA et al., 2002; SINGH et al., 2005; ANDRADE et al., 2007a; BOUZA-DEAÑO et al., 2008).

É nesta conjuntura que se evidencia a grande importância do monitoramento dos recursos hídricos com o objetivo de se preservar a qualidade da pequena fração de água mais facilmente disponível (SPERLING, 1996). Como uma importante ferramenta na gestão de recursos hídricos, a avaliação da qualidade da água deve abranger o acompanhamento das tendências de mudança no tempo, possibilitando, dessa forma, a identificação de medidas preventivas bem como a avaliação da eficiência de medidas adotadas. Segundo Freire (2000), a avaliação da qualidade da água, bem como de sua modificação no tempo-espço, só será possível por meio de programas sistemáticos de monitoramento que resultem em séries históricas que futuramente possam ser analisadas, para que se possam projetar cenários e definir políticas públicas que garantam o uso sustentável dos recursos hídricos. Para tanto, tornam-se necessárias adoção de ferramentas que permitam agrupar um grande número de informações decorrentes de estudos da variação qualitativa e quantitativa dos recursos

hídricos, envolvendo uma função multivariada de diversos aspectos, de uma forma que possibilite a interpretação e o reconhecimento das tendências ao longo do tempo e do espaço.

A aplicação de técnicas de sensoriamento remoto tem apresentado um grande potencial na superação da limitação espaço-temporal dos métodos tradicionais de monitoramento da água *in situ* (VALÉRIO, 2009), pois permite a aquisição de informações em diferentes escalas espaciais e temporais, favorecendo a análise estrutural dos ecossistemas aquáticos assim como sua análise funcional de modo sinóptico. Com a aplicação das técnicas de sensoriamento remoto é possível avaliar as respostas decorrentes de perturbações introduzidas pela atividade humana, de modo a prever o impacto dessas ações sobre suas condições de sustentabilidade em médio e longo prazo (NOVO, 2005). Essas técnicas podem ser usadas de modo eficiente para prevenir, constatar e monitorar mudanças ocorridas no sistema aquático (NOVO, 2001).

No sensoriamento remoto dos corpos d'água buscam-se relações entre respostas no domínio espectral e características limnológicas, como composição e componentes biofísicos da água, relevantes para o monitoramento de ecossistemas aquáticos continentais (RENÓ, 2009). A variabilidade espectral na refletância (ou reflectância) de um corpo d'água é influenciada, ainda, pela profundidade local (MARITORENA et al., 1994) e pela rugosidade superficial. De acordo com Mobley (2004), os sedimentos em suspensão, pigmentos fotossintetizantes, matéria orgânica dissolvida e as moléculas de água, em si, são os principais agentes que regem as propriedades ópticas inerentes da água e, portanto, são chamados de constituintes opticamente ativos (COAs). Os efeitos espectrais dos COAs sobre a reflectância da água têm sido amplamente discutidos na literatura (BARBOSA, 2005; GITELSON, 1992; GOODIN et al., 1993; LE et al., 2013; LODHI et al., 1997; MOSES et al., 2012; NOVO et al., 2004; RUNDQUIS et al., 1996; THIEMANN; KAUFMANN, 2002). Neste sentido, várias pesquisas e métodos usando o sensoriamento remoto vêm sendo propostos e desenvolvidos, visando à obtenção de medidas espaciais quantitativas de variáveis como clorofila-a, sólidos inorgânicos em suspensão, dentre outras (JENSEN, 2009; NOVO, 2008).

A despeito do Sensoriamento Remoto (SR) ter contribuído enormemente para estudar os mais diversos ambientes naturais espalhados pelo mundo, contribuindo na ampliação do entendimento das estruturas ecossistêmicas e suas interações; suas técnicas têm sido pouco empregadas em pesquisas de sistemas aquáticos na região semiárida do Brasil. Nas regiões semiáridas, de uma maneira geral, o comprometimento da qualidade das águas está ligado principalmente à falta de infraestrutura básica de saneamento das cidades ribeirinhas e ao processo erosivo em campos agropecuários e consequente adição de solo e

nutrientes aos corpos hídricos. O metabolismo diferenciado dos ecossistemas aquáticos localizados nestas regiões também deve ser considerado como particular, já que possuem, naturalmente, maior produtividade primária e concentração de sais dissolvidos, especialmente em lagos artificiais, genericamente conhecidos como açudes (COGERH, 2002). No Estado do Ceará, a Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos alerta que, apesar desta realidade, o monitoramento das águas ainda depende da análise incipiente de dados sem consistência histórica, originados de trabalhos acadêmicos isolados e programas de monitoramento não sistemáticos já implantados pelo Estado. Diante do exposto, formulou-se a hipótese desta pesquisa e os objetivos que permitem o seu teste conforme exposto a seguir.

2 HIPÓTESE E OBJETIVOS

2.1 Hipótese

A avaliação e o monitoramento da qualidade da água de sistemas aquáticos do semiárido podem ser realizadas a partir da integração de imagens ópticas a medidas simultâneas “*in situ*” de suas feições espectrais e de seus parâmetros físicos, químicos e biológicos.

Para testar essa hipótese foram propostos os seguintes objetivos nesta pesquisa:

2.2 Objetivos

2.2.1 Geral

Desenvolver um método de avaliação da qualidade da água de sistemas aquáticos em lagos artificiais do semiárido, a partir de dados de sensoriamento remoto.

Para atingir esse objetivo geral foram definidos os seguintes objetivos específicos:

2.2.2 Objetivos Específicos

Determinar os componentes determinantes e a similaridade da qualidade das águas, pelo emprego de estatística multivariada;

Investigar a relação entre a concentração de componentes opticamente ativos e a resposta espectral da água a partir de dados obtidos *in situ* e orbital;

Gerar modelos de estimativa das concentrações de componentes opticamente ativos na água, a partir de dados *in situ* e orbital, como suporte à avaliação da qualidade de água;

Mapear a dinâmica espacial da clorofila-a a partir do uso de imagens de satélite.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Água superficial

A água é a substância de maior importância na natureza, pois dela depende a existência de todas as formas de vida de que se tem conhecimento. Estima-se que o volume total de água existente na Terra seja de aproximadamente 1.386.000 km³ (UNESCO, 2003) sendo essa cifra a possível geradora da falsa percepção de recurso inesgotável, fazendo com que a exploração dos recursos hídricos fosse executada sem levar em conta sua capacidade (AQUINO, 2007; SPERLING, 1996).

Somente no século XX, com o uso inadequado da água, agravado pela aceleração do crescimento populacional e pela intensa demanda pelos diversos ramos de atividades, é que se ampliou a consciência de que ela é um bem escasso, cuja exploração precisa ser racional e equilibrada, de modo a garantir a sua conservação e sustentabilidade (FARIAS, 2006).

No entanto, segundo o Informe das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos no Mundo, em escala global não há propriamente uma escassez hídrica, mas uma má distribuição espacial e temporal do recurso, a qual, somada à distribuição irregular da população humana faz com que algumas regiões sofram permanentemente com a falta desse recurso (UNESCO, 2003). É certo que o crescimento populacional acelerado aliado à busca por melhor qualidade de vida induz à sua super exploração.

De acordo com a Organização Mundial de Saúde (OMS, 1999), o consumo mundial de água aumentou mais de seis vezes em menos de um século, o que é mais do que o dobro das taxas de crescimento da população. Esse consumo continua a crescer com elevação do consumo dos setores agrícola, industrial e doméstico. Como agravante, nas últimas décadas a qualidade da água também vem sendo rapidamente deteriorada, o que inviabiliza a utilização de importantes mananciais (TUNDISI, 2003).

Estes estudos demonstram, em termos mundiais, a tendência de que os recursos hídricos venham a se tornar mais escassos, tanto nos aspectos quantitativos quanto nos qualitativos, caso não haja ações enérgicas visando à melhoria da gestão da oferta e da demanda da água para diferentes usos. Assim, manter o abastecimento d'água, não apenas em quantidade, mas também em qualidade, será o maior desafio a ser superado pela sociedade;

daí a grande importância do monitoramento dos recursos hídricos tendo em vista a preservação da qualidade (CRUZ, 2001).

Segundo Magalhães Júnior (2000), o monitoramento deve ser visto como um processo essencial à implementação de instrumentos de gestão das águas, já que permite obter informações estratégicas; acompanhar as medidas efetivadas, atualizar bancos de dados e direcionar decisões. Inserido nesse contexto, o monitoramento limnológico trata especificamente da qualidade da água dos ecossistemas aquáticos continentais, incluindo rios e lagos (WETZEL, 2001) e abrange a coleta periódica associada à análise de dados e informações de qualidade da água para propósitos de efetivo gerenciamento dos ecossistemas aquáticos (BISNAS, 1990; MAROTTA et al., 2008).

O termo “qualidade de água” não se refere, necessariamente, a um estado de pureza, mas às características químicas, físicas e biológicas determinantes na estipulação de seus diferentes usos. As alterações na qualidade da água dos ecossistemas podem ser causadas por processos predominantemente naturais ou antropogênicos e seu acompanhamento rigoroso é fundamental, pois a classificação da água pode determinar o seu uso adequado.

Como uma importante ferramenta na gestão de recursos hídricos, a avaliação da qualidade da água deve abranger o acompanhamento das tendências de evolução no tempo possibilitando, dessa forma, a identificação da necessidade de medidas preventivas bem como da eficiência de algumas medidas adotadas. Segundo Freire (2000), a avaliação da qualidade da água, assim como sua evolução no tempo-espaço, só será possível com programas sistemáticos de monitoramento, que resultem em séries históricas que possam ser analisadas a fim de se estabelecerem padrões de distribuição sazonais e espaciais.

Para tanto, é necessário utilizar ferramentas que permitam agrupar um grande número de informações decorrentes de estudos da variação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos, envolvendo uma função multivariada dos aspectos antrópicos, climatológicos, geomorfológicos, dentre outros, de forma que possibilite pronta interpretação e reconhecimento das tendências ao longo do tempo e do espaço. O conhecimento destas variações poderá ser manipulado e utilizado para a previsão da qualidade da água durante o ano hidrológico, além de subsidiar parâmetros de operação dos reservatórios.

No Brasil, que dispõe de 15% da água doce existente no mundo, sendo as reservas de água subterrânea estimadas em 112.000 km^3 (112 trilhões de metros cúbicos) e a contribuição média à descarga dos rios da ordem de $2.400 \text{ km}^3 \text{ ano}^{-1}$, a água é distribuída de forma desigual em relação à demanda populacional (REBOUÇAS, 1988). No Norte, onde habitam apenas 7% da população nacional, estão concentrados aproximadamente 70% da

água disponível para uso; enquanto os 30% restantes distribuem-se desigualmente pelo país para atender a 93% da população. Esta distribuição irregular deixa apenas 3% de água para o Nordeste, sendo essa uma das causas do problema da escassez de água verificada em alguns pontos dessa região (GALINDO, 2004).

A região Nordeste do Brasil caracteriza-se pela distribuição irregular no tempo-espaço das precipitações pluviométricas que, ante as elevadas taxas de evaporação e a baixa eficiência ainda marcante nos sistemas de armazenamento, resultam em déficit de água para o desenvolvimento das atividades agropecuárias tradicionais e ao consumo humano em alguns pontos de seu território.

O Estado do Ceará, tendo a quase totalidade dos seus 148.826 km² de área territorial inseridos no semiárido do Nordeste brasileiro, possui características fisiográficas e socioeconômicas que o tornam uma região única quanto ao estabelecimento de políticas de recursos hídricos. Dentre estas características destacam-se a incerteza e a irregularidade das chuvas, o baixo potencial em águas subterrâneas e a intermitência dos rios (TEIXEIRA, 2004).

Tais características condicionaram o Governo Federal a seguir uma política com vistas à criação de infraestrutura hídrica, baseada na construção de açudes, como forma de garantir, no tempo e no espaço, o abastecimento das populações na região.

No Ceará, os açudes se constituem, direta ou indiretamente, na principal fonte de água com garantia para a manutenção e desenvolvimento das diversas atividades da sociedade. Uma evidência da importância da construção de reservatórios na regularização de vazões de rios do semiárido cearense diz respeito ao rio Jaguaribe, importante curso de água com 633 km de extensão e que drena aproximadamente 48% da área do Estado do Ceará, hoje perenizado desde a barragem do açude Orós, a 325 km da nascente, com uma vazão regularizada de 20,4 m³ s⁻¹ e passando, após a construção do açude Castanhão, a contar com uma vazão regularizada de 29,0 m³ s⁻¹ à sua jusante (CEARÁ, 2009; LEÃO, 2010).

Os açudes, como grande parte dos sistemas de águas interiores, são comumente afetados por ações antropogênicas, como por exemplo, a presença de lixo, a descarga excessiva de esgotos, despejos agrícolas não tratados, sedimentos em suas águas e, presença de metais pesados fertilizantes agrícolas. Isto pode resultar em grandes alterações de seu estado trófico levando-o à eutrofização, a qual frequentemente gera o aumento na biomassa vegetal com consequente redução da qualidade da água, o que acarreta em elevados custos do tratamento necessário para preservar a sua potabilidade (TUNDISI, 2003).

Para evitar tais alterações é necessário o manejo integrado dos reservatórios para o que torna-se imprescindível o monitoramento da qualidade da água, pois, o mesmo permite identificar, além das variações espaço temporal, a relação entre os diversos mecanismos do sistema hídrico e a totalidade de sua bacia de drenagem (JONG et al., 1995; SILVA et al., 2009).

A aplicação de técnicas de sensoriamento remoto tem grande potencial na superação da limitação espaço-temporal dos métodos tradicionais *in situ*, pois permite a aquisição das informações necessárias em diferentes escalas espaciais e temporais, propiciando a análise estrutural dos ecossistemas aquáticos, assim como, sua análise funcional de modo sinóptico (VALÉRIO, 2009). Com a aplicação das técnicas de sensoriamento remoto é possível avaliar as respostas decorrentes de perturbações introduzidas pela atividade humana, de modo a prever o impacto dessas ações sobre suas condições de sustentabilidade em médio e longo prazo (NOVO, 2005). Essas técnicas podem ser usadas de modo eficiente para prevenir, constatar e monitorar mudanças ocorridas no sistema aquático (DEKKER et al, 1992; NOVO, 2005).

3.2 Sensoriamento remoto

O conceito em si, de sensoriamento remoto, é muito amplo e existem várias definições para cada área da ciência. A definição clássica do Sensoriamento Remoto – SR refere-se a um conjunto de técnicas destinado à obtenção de informação sobre alvos (vegetação, solos, rochas, corpos d'água, etc.) sem que haja contato físico com os mesmos.

Existem várias outras definições para o sensoriamento remoto: medida à distância da assinatura espectral da superfície da Terra e da atmosfera (MATHER, 1987); ciência de observação à distância (BARRET; CURTIS, 1992); é a arte e a ciência de estudar a matéria sem ter contacto físico com a mesma, baseando-se somente da interação da radiação eletromagnética com a matéria (LILLESAND; KIEFFER, 1994); é o uso de sensores de radiação eletromagnética para registrar imagens do meio físico que possam ser interpretadas de modo a gerar informações úteis (CURRAN, 1995).

Novo (2010), após algumas considerações, definiu Sensoriamento Remoto como sendo a utilização conjunta de sensores, equipamentos para processamento de dados, equipamento de transmissão de dados colocados a bordo de aeronaves, espaçonaves, ou outras plataformas, com o objetivo de estudar eventos, fenômenos e processos que ocorrem na

superfície do planeta Terra a partir do registro e da análise das interações entre a radiação eletromagnética e as substâncias que o compõem em suas diversas manifestações.

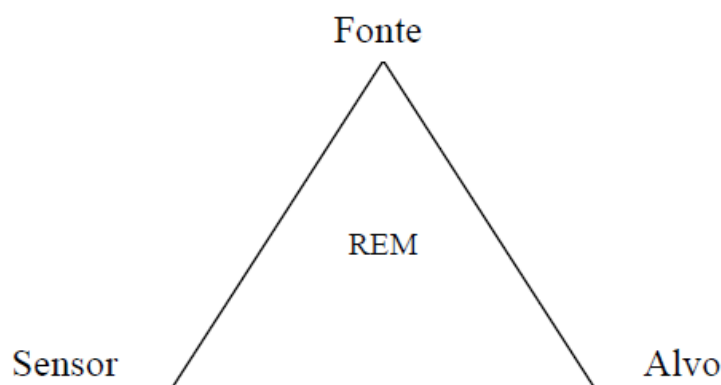
3.3 Princípios físicos do sensoriamento remoto

3.3.1 Radiação Eletromagnética (REM)

A fonte de energia para todos os processos físico-químicos e biológicos que ocorrem na superfície terrestre é a radiação solar. Esta energia é recebida pela Terra, na forma de ondas eletromagnéticas, provenientes do Sol. A radiação solar é também a fonte geratriz de todos os processos atmosféricos (TUBELIS; NASCIMENTO, 2000).

O primeiro requisito para o sensoriamento remoto é a existência de uma fonte de energia para iluminar o alvo (a não ser que a energia esteja sendo emitida pelo alvo). Esta energia ocorre na forma de radiação eletromagnética (REM). Na Figura 1 estão identificados os quatro elementos fundamentais para a aplicação das técnicas de sensoriamento remoto.

Figura 1 - Esquema representativo dos quatro elementos fundamentais das técnicas de sensoriamento remoto



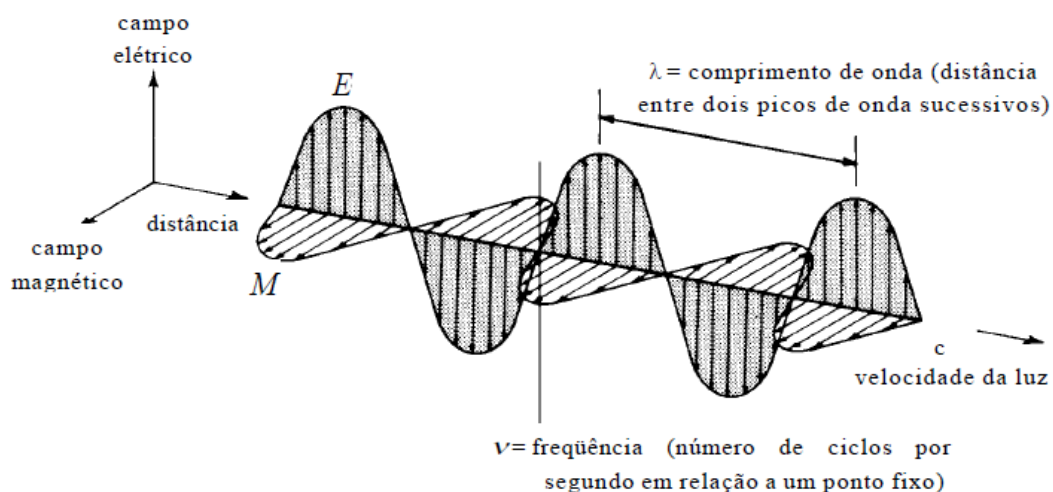
Fonte: Novo; Ponzoni, (2001).

A Radiação Eletromagnética (REM) é o elemento de ligação entre todos os demais elementos fundamentais localizados nos vértices: fonte, alvo e sensor. A fonte de REM fundamental para a aplicação das técnicas de sensoriamento remoto no estudo dos recursos naturais é o Sol (pode ser também a Terra para os sensores passivos de micro-ondas e termais, podem ser antenas de micro-ondas para os sistemas radares); já o sensor é o instrumento capaz de coletar e registrar a REM refletida ou emitida pelo alvo, e que representa o elemento do qual se pretende extrair informação.

Com o esquema ilustrado na Figura 1, compreende-se que o elemento fundamental das técnicas de sensoriamento remoto é a REM que, no vácuo, propaga-se à velocidade da luz e cuja interação com o meio físico pode ser explicada através de dois modelos: ondulatório e corpuscular (ou quântico) (ENGLERT et al., 1994).

De acordo com o modelo ondulatório, a radiação eletromagnética consiste de um campo elétrico (E) que varia em magnitude em direção perpendicular ao sentido em que a radiação está viajando, e de um campo magnético (M) orientado em ângulos retos ao campo elétrico. Ambos os campos viajam na velocidade de luz (c) (Figura 2).

Figura 2 - Propagação da luz, segundo a Teoria Ondulatória



Fonte: adaptada de Lillesand; Kiefer (1994).

A radiação eletromagnética é gerada toda vez que uma carga elétrica é acelerada. O comprimento de onda (λ) da radiação eletromagnética depende da duração do tempo pelo qual a partícula carregada é acelerada. A sua frequência (ν) depende do número de acelerações por segundo. O comprimento de onda é formado pela distância entre dois pontos semelhantes (máximos ou mínimos) consecutivos de um padrão grosseiramente periódico (Figura 2) e é normalmente medido em micrômetros (μm). A frequência corresponde ao número de vezes que ela passa por um ponto do espaço em um determinado intervalo de tempo. Uma onda que envia uma crista a cada segundo é dita como tendo uma frequência de um ciclo por segundo ou um *Hertz* (Hz) (JENSEN, 2009).

A relação entre o comprimento de onda (λ) e a frequência (ν) da radiação eletromagnética baseia-se na equação de James Maxwell, um físico escocês de 1864, onde c é

a velocidade da luz ($299.702.458 \text{ m s}^{-1}$, esse valor é frequentemente generalizado para $3 \times 10^8 \text{ m s}^{-1}$, ou $300.000 \text{ km s}^{-1}$):

$$c = \lambda \nu, \quad (1)$$

$$\nu = \frac{c}{\lambda} \text{ e} \quad (2)$$

$$\lambda = \frac{c}{\nu} \quad (3)$$

Verifica-se que o comprimento de onda é inversamente proporcional a frequência. Quanto maior o comprimento de onda, menor a frequência e vice e versa.

Já a Teoria Quântica, oferece outras abordagens para explicar como a energia eletromagnética interage com a matéria. Esta teoria postula que a energia é transferida em pacotes discretos chamados quanta ou fótons. A energia de um quantum é dada por:

$$Q = h \nu \quad (4)$$

onde, Q é a energia de um quantum medida em Joules, h é a constante de Planck ($6,626 \times 10^{-34} \text{ J s}$) e ν é a frequência da radiação.

Substituindo ν na Equação 3, expressa-se o comprimento de onda associado com o quantum de energia como:

$$\lambda = \frac{h c}{Q} \quad (5)$$

ou

$$Q = \frac{h c}{\lambda} \quad (6)$$

Assim, a energia de um quantum é inversamente proporcional ao seu comprimento de onda. Essa implicação é importante para o sensoriamento remoto, porque ela sugere que é mais difícil detectar a energia de comprimentos de onda maiores sendo emitida em comprimentos de onda do infravermelho termal que nos menores comprimentos de onda do visível. Com isso, é necessário o sensor permanecer visando por mais tempo uma parcela do terreno para medir a energia em comprimentos de onda maiores (JENSEN, 2009).

De acordo com Novo (2010), a coexistência de características ondulatórias e quânticas faz parte da natureza dual de toda a matéria e energia. Assim, um fóton não é nem uma partícula, nem uma onda, mas possui propriedades de partícula e de onda. A energia radiante se comporta como onda eletromagnética e como partícula. A propagação da energia, a dispersão, a reflexão, a refração, etc., são melhores explicadas quando se considera a energia

radiante como onda. Já a absorção e emissão são melhores compreendidas quando se reconhece a natureza quântica da energia radiante (ELACHI, 1987; SLATER, 1980).

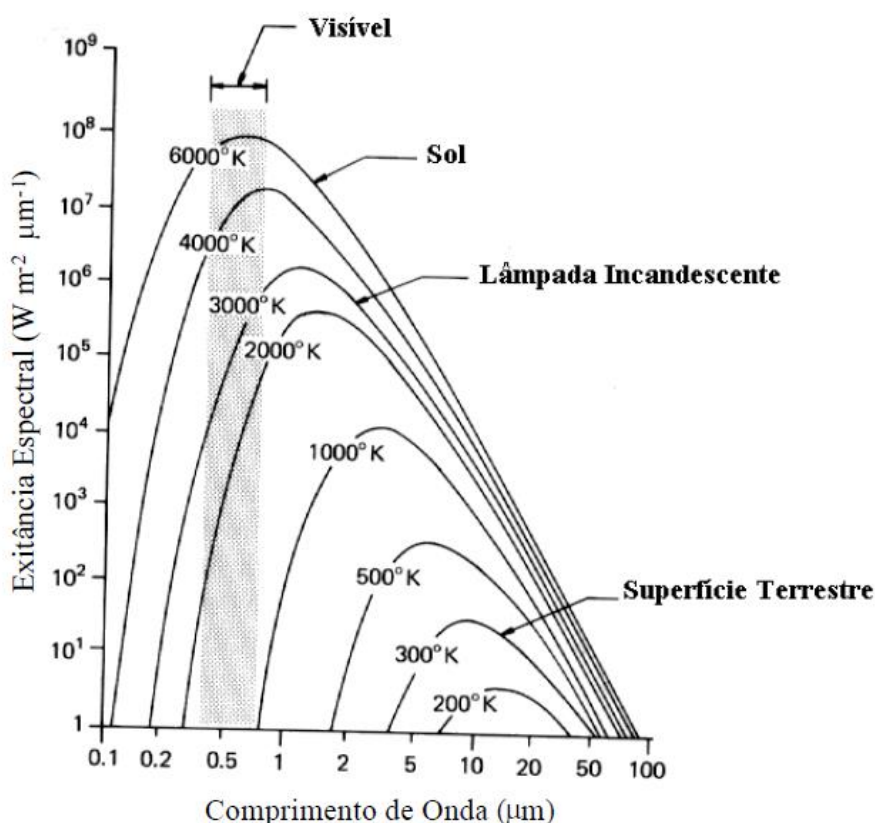
De acordo com Jensen (2009), os objetos acima de zero absoluto (-273°C ou 0 K), incluindo a água, o solo, a vegetação, a superfície do Sol, emitem energia eletromagnética. O total de radiação emitida por um corpo negro (M_{λ}) medida em Watts (W) por m^{-2} é proporcional à quarta potência da sua temperatura absoluta (T) medida em Kelvin (K). Esta é conhecida como a lei de Stefan-Boltzmann:

$$M_{\lambda} = \sigma T^4 \quad (7)$$

onde σ é a constante de Stefan-Boltzmann $= 5,6697 \times 10^{-8} \text{ W m}^{-2} \text{ K}^{-4}$.

Na Figura 3 verificam-se as curvas de radiação de corpo negro para diversos objetos, incluindo o Sol e a Terra que se aproximam de corpos negros às temperaturas de 6.000 K e 300 K (27°C), respectivamente.

Figura 3 - Curvas de radiação de corpo negro para diversos objetos, incluindo o Sol e a Terra



Fonte: adaptada de Lillesand; Kiefer, (1994).

O Sol produz mais emitância radiante do que a Terra porque sua temperatura é maior. A quantidade de energia emitida por um objeto é computado pela soma (integração) da

área sob sua curva (Figura 3). À medida que a temperatura do corpo aumenta, seu comprimento de onda dominante ($\lambda_{\max}$) desloca-se em direção aos menores comprimentos de onda do espectro, de acordo com a lei do deslocamento de Wien:

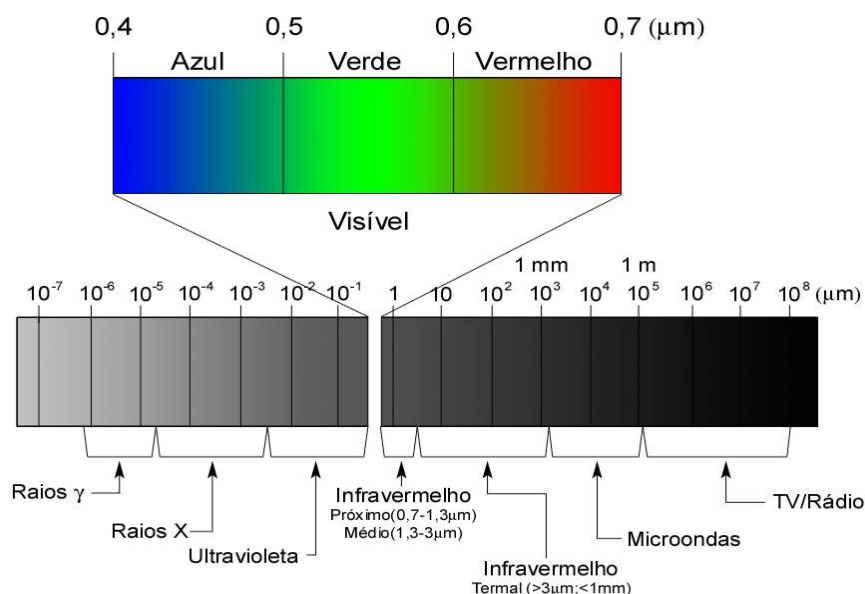
$$\lambda_{\max} = \frac{k}{T} \quad (8)$$

onde $k = 2.898 \mu\text{m K}$, denominado constante de Wien, T é a temperatura absoluta em K. O comprimento de onda dominante ($\lambda_{\max}$) para o Sol e a Terra são aproximadamente de 0,483 e 9,66 μm , respectivamente.

3.3.2 Espectro eletromagnético

O espectro eletromagnético é formado pelo conjunto de todas as radiações, desde os raios cósmicos e gama, com alta frequência e pequenos comprimentos de ondas, até as ondas de rádio, com baixa frequência e grandes comprimentos de onda. O espectro eletromagnético é a ordenação destas radiações em função do comprimento de onda e da frequência (MOREIRA, 2011) (Figura 4).

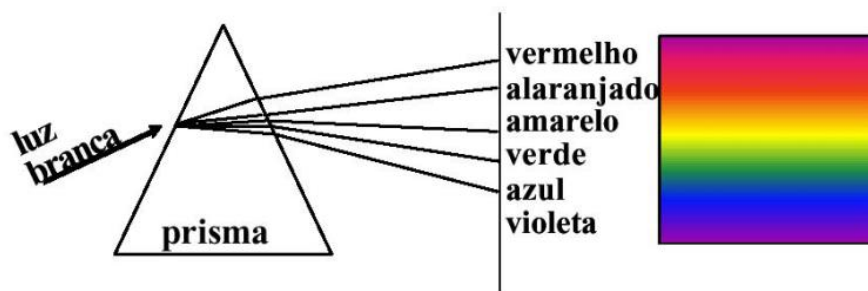
A região do espectro eletromagnético mais utilizada no sensoriamento remoto óptico é a faixa espectral que se estende de 0,3 a 15 μm , embora a faixa de micro-ondas também seja utilizada, em imagens de radar por exemplo. Já a faixa mais utilizada em sensoriamento remoto para estudos dos sistemas aquáticos continentais estende-se de 0,4 a 0,9 μm .

Figura 4 - Espectro eletromagnético

Fonte: INPE (2011).

Cada comprimento de onda possui energia e frequência diferentes. O espectro eletromagnético é dividido em bandas ou regiões: radiação gama, raios X, radiação ultravioleta, visível, infravermelha, micro-ondas e ondas de rádio. Essas denominações estão relacionadas com a forma com que as radiações podem ser produzidas ou detectadas.

A região do visível é definida como a radiação capaz de produzir a sensação de visão para o olho humano normal. Isaac Newton em 1672 constatou que um raio luminoso (luz branca), ao atravessar um prisma, dispersa num feixe colorido um espectro de cores (SILVA; MARTINS, 1996). Desde então os cientistas foram ampliando os seus estudos e verificaram que a luz branca era uma síntese de diferentes tipos de luz, uma espécie de vibração composta, basicamente, de muitas vibrações diferentes. Não existe um limite rígido entre duas cores do espectro visível. Os limites tabulados apresentados na literatura são apenas teóricos, para fins didáticos. Este fato é bem ilustrado na Figura 5, onde se percebe claramente que a transição entre duas cores é difusa. O espectro visível pode ser subdividido de acordo com a cor. Para os comprimentos de onda mais curtos, cor violeta e para os comprimentos de onda longos cor vermelha conforme ilustrado, esquematicamente, na Figura 5. A região do visível é importante para o sensoriamento remoto, pois imagens obtidas nesta faixa, geralmente, apresentam excelente correlação com a experiência visual do intérprete.

Figura 5 - Decomposição da luz branca através de um prisma

Fonte: USP (2011).

Na Tabela 1 estão contidas as cores que compõem a luz branca e as respectivas faixas do espectro eletromagnético expressas em nanômetro (nm) e micrômetro (μm). A radiação infravermelha (IV) constitui-se do conjunto de radiações eletromagnéticas cujos comprimentos de onda variam de 0,7 a 1.000 μm . Situam-se no espectro eletromagnético entre a luz vermelha e as micro-ondas e às vezes recebem a denominação de radiação térmica. Esta radiação é dividida em três faixas espectrais: IV próximo (0,7 a 1,1 μm), IV médio (1,1 a 3,0 μm) e IV distante (3,0 a 1.000 μm).

Tabela 1 - Relação de cores e faixas espectrais na região do visível

Cor	Comprimento de onda	
	Nanômetro (nm)	Micrômetro (μm)
Violeta	400 a 446	0,400 a 0,446
Azul	446 a 500	0,446 a 0,500
Verde	500 a 578	0,500 a 0,578
Amarela	578 a 592	0,578 a 0,592
Laranja	592 a 620	0,592 a 0,620
Vermelha	620 a 700	0,620 a 0,700

Fonte: Adaptado de Moreira, (2011).

3.3.3 Interação da radiação eletromagnética na atmosfera

A radiação eletromagnética é propagada através do vácuo e da atmosfera até atingir a Terra. Atmosfera é formada por uma mistura de gases, vapor de água e impurezas. Entre os gases estão o oxigênio, necessário para a respiração dos seres vivos, e o gás carbônico, necessário para a fotossíntese das plantas. A atmosfera pode afetar a velocidade da

radiação, seu comprimento de onda, sua intensidade, e sua distribuição. A radiação pode também ser desviada da sua direção original devido à refração.

3.3.3.1 Refração

A refração refere-se ao desvio da luz quando ela passa de um meio a outro de densidade diferente. A refração ocorre devido à diferença de densidade entre os meios pelo qual a radiação eletromagnética se propaga, o que afeta sua velocidade de propagação.

O índice de refração (n) é uma razão entre a velocidade da luz no vácuo (c) e a velocidade da luz numa substância como atmosfera ou água (c_n):

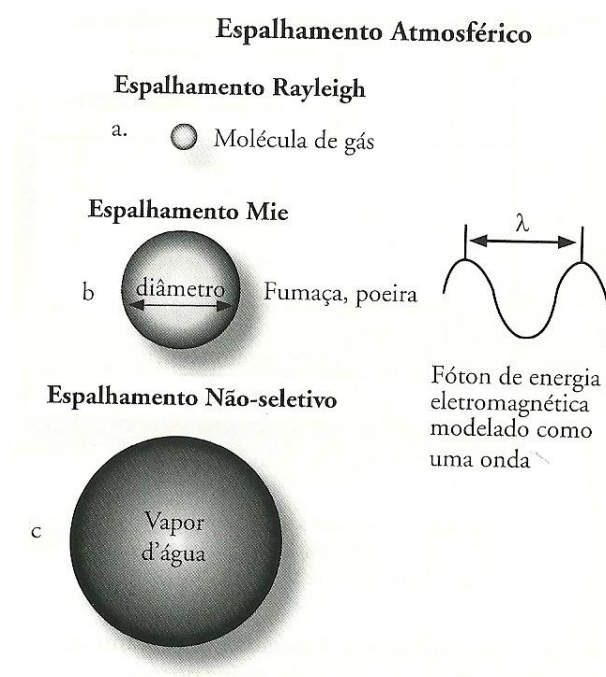
$$n = \frac{c}{c_n} \quad (9)$$

A atmosfera e a água apresentam índices de refração igual a 1,0002926 e 1,33, respectivamente. Como a densidade da água é maior, a luz desloca-se mais lentamente.

3.3.3.2 Espalhamento

O fenômeno do espalhamento atmosférico é a difusão, de forma aleatória, da radiação por partículas na atmosfera. O espalhamento difere da refração no sentido de que a direção associada ao espalhamento é imprevisível, já a direção na refração é previsível. De acordo com Jensen (2009), essencialmente, há três tipos de espalhamento: Rayleigh ou molecular, Mie e espalhamento não-seletivo, Figura 6.

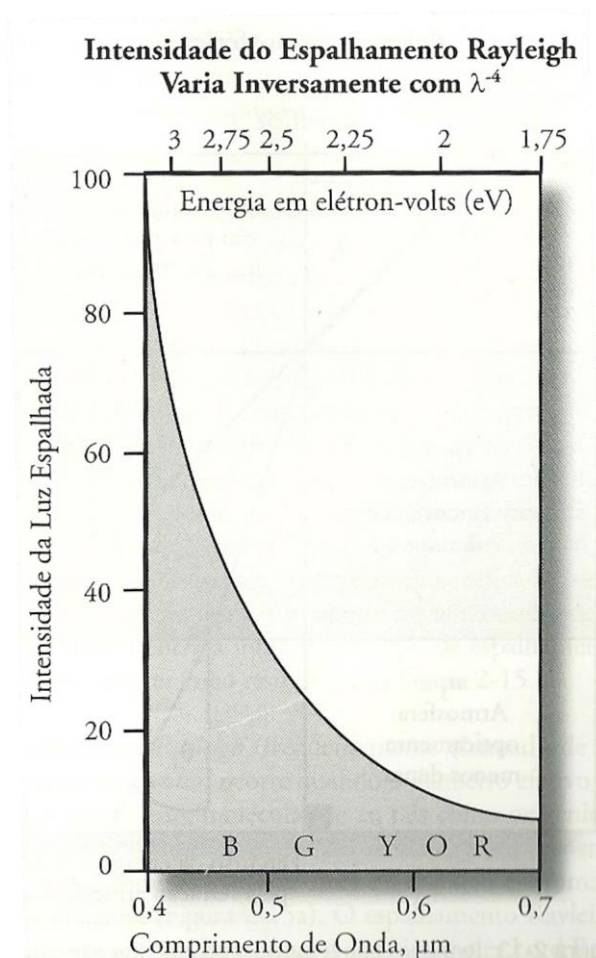
Figura 6 - Os tipos de espalhamento na atmosfera, (a) molecular ou Rayleigh, (b) Mie, (c) espalhamento não seletivo



Fonte: Jensen (2009).

a) Espalhamento molecular ou Rayleigh: ocorre quando o diâmetro efetivo das substâncias (por exemplo: oxigênio e nitrogênio na atmosfera) é muitas vezes menor que o comprimento de onda da radiação eletromagnética incidente. A intensidade do espalhamento Rayleigh na região do visível varia inversamente com a quarta potência do comprimento de onda (λ^{-4}), Figura 7. Quanto menor o comprimento de onda maior será o espalhamento. A luz azul é espalhada 5 vezes mais do que a luz vermelha porque tem comprimento de onda menor do que esta. Esse tipo de espalhamento explica a sensação visual azulada do céu durante o dia e avermelhada no crepúsculo e pôr-do-sol. A luz azul por ter uma frequência muito próxima da frequência de ressonância dos átomos constituintes das moléculas dos gases da atmosfera terrestre, ao contrário da luz vermelha, interage muito mais facilmente com a matéria, isso provoca um ligeiro atraso na luz azul que é re-emitida através do espalhamento Rayleigh. A luz vermelha que não é dispersada e sim transmitida continua em sua trajetória inicial. Por outro lado, quando o sol se encontra no horizonte os raios que chegam aos nossos olhos atravessam uma maior massa de ar e a dispersão aumenta em intensidade. O espalhamento molecular ocorre na atmosfera, principalmente de 2 a 8 km acima da superfície terrestre.

Figura 7 - Variação da intensidade do espalhamento de Rayleigh, para a região do visível (0,4 a 0,7 μm)



Fonte: Jensen (2009).

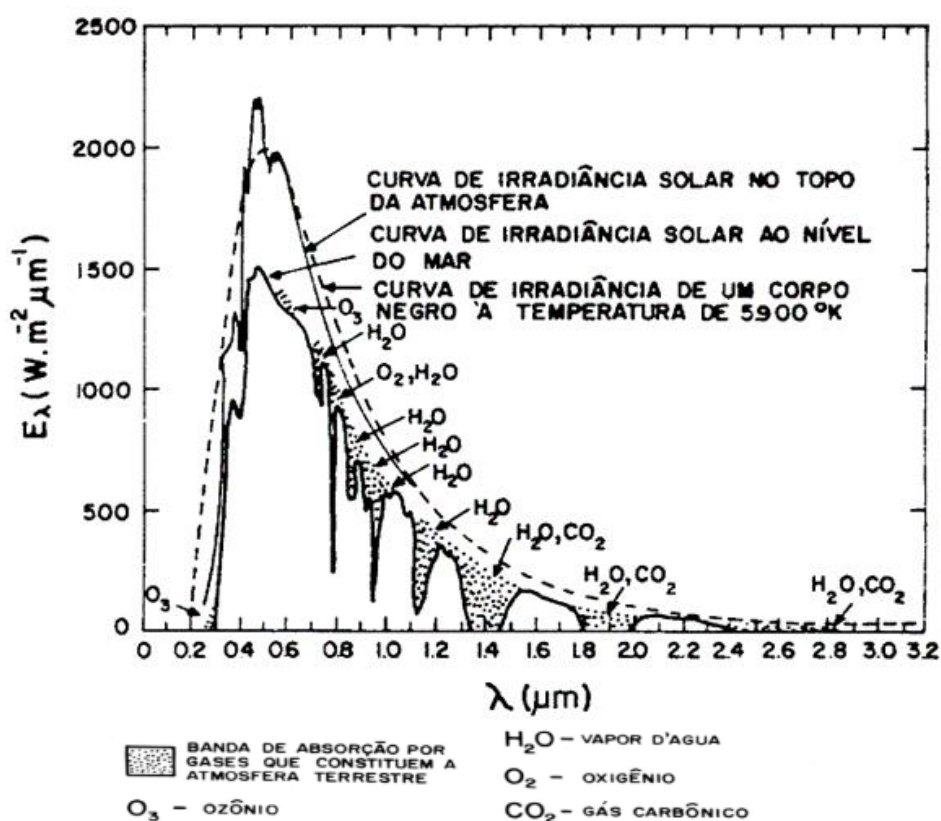
b) Espalhamento Mie: ocorre nos 4,5 km inferiores da atmosfera, onde a energia incidente encontra partículas de mesmo tamanho do comprimento de onda do fóton (vapor d'água, fumaça, poeira).

c) Não seletivo: quando o tamanho das partículas da atmosfera deixa de ter influência no espalhamento, este é denominado não seletivo, isto é, ele vai se tornando independente do comprimento de onda. As partículas são maiores que o comprimento de onda da energia incidente (nuvens, neblina, chuva). Todos os comprimentos de ondas da radiação eletromagnética são espalhados, e ocorre de maneira não seletiva. Esse espalhamento é responsável pela aparência branca das nuvens. Ocorre nas porções mais baixas da atmosfera.

3.3.3.3 Absorção

É o processo pelo qual a energia radiante é absorvida e convertida em outras formas de energia. Na Figura 8 são apresentadas as curvas do espectro de emissão de radiação pelo Sol assumindo a aproximação de corpo negro a uma temperatura de 6.000 K (linha pontilhada); as curvas da irradiação solar que atinge o topo da atmosfera e da irradiação solar incidente na superfície ao nível do mar apresentando as bandas de absorção da radiação incidente pelos diferentes gases constituintes da atmosfera.

Figura 8 - Comparação entre os espectros de radiação eletromagnética emitidos por um corpo negro a 6.000 K, no topo da atmosfera e ao nível do mar



Fonte: adaptado de Swain; Davis, (1978).

A área sombreada representa a contribuição devida à absorção da radiação por moléculas do ar, principalmente por vapor de água (H_2O), gás carbônico (CO_2), ozônio (O_3) e oxigênio (O_2). Ainda existem outros gases que exibem espectros de absorção como: cobalto (Co), dióxido de metano (CH_4), nobélio (No) e óxido nitroso (N_2O), porém ocorrem em pequenas quantidades. Verifica-se que os constituintes atmosféricos absorvem diferentemente os diversos comprimentos de onda da radiação solar e da radiação terrestre alterando o

espectro da radiação à medida que se propaga na atmosfera. As diferenças entre as curvas ao nível do mar e no topo da atmosfera representam a atenuação da radiação ao percorrer a mesma (ROBINSON, 1966).

3.3.4 Conceitos radiométricos

O fluxo radiante (Φ) é a taxa temporal do fluxo de energia em direção a, para fora de, ou através de uma superfície, medido em watts (W). A equação do balanço de radiação, que estabelece a quantidade total de fluxo radiante em comprimento específicos (λ) incidente na superfície ($\Phi_{i\lambda}$) deve ser balanceada pela avaliação da quantidade de fluxo radiante refletido pela superfície ($\Phi_{\text{refletido}\lambda}$), quantidade de fluxo radiante absorvido pela superfície ($\Phi_{\text{absorvido}\lambda}$), quantidade de fluxo radiante transmitido pela superfície ($\Phi_{\text{transmitido}\lambda}$):

$$\phi_{i\lambda} = \phi_{\text{refletido}\lambda} + \phi_{\text{absorvido}\lambda} + \phi_{\text{transmitido}\lambda} \quad (10)$$

3.3.4.1 Transmitância

A transmitância hemisférica (τ_λ) é definida como a razão adimensional entre o fluxo radiante transmitido por uma superfície e o fluxo radiante incidente nela:

$$\tau_\lambda = \frac{\phi_{\text{transmitido}\lambda}}{\phi_{i\lambda}} \quad (11)$$

3.3.4.2 Reflectância

A reflectância hemisférica (ρ_λ) é definida como a razão adimensional entre o fluxo radiante refletido por uma superfície e o fluxo radiante incidente nela:

$$\rho_\lambda = \frac{\phi_{\text{refletido}\lambda}}{\phi_{i\lambda}} \quad (12)$$

Verifica-se que multiplicando a Equação 12, da reflectância hemisférica por 100, tem-se uma expressão para a reflectância em percentagem ($\rho_{\lambda\%}$):

$$\rho_\lambda = \frac{\phi_{\text{refletido}\lambda}}{\phi_{i\lambda}} \times 100, \quad (13)$$

essa medida é frequentemente usada em pesquisa envolvendo sensoriamento remoto para descrever as características de reflectância espectral de várias superfícies.

3.3.4.3 Absorbância

A absorbância hemisférica (α_λ) é definida como a razão adimensional entre o fluxo radiante absorvido por uma superfície e o fluxo radiante incidente nela:

$$\alpha_\lambda = \frac{\phi_{\text{absorvido}\lambda}}{\phi_{i\lambda}} \quad (14)$$

ou

$$\alpha_\lambda = 1 - (\tau_\lambda + \rho_\lambda) \quad (15)$$

3.3.4.4 Irradiância

Irradiância (E_λ) é a quantidade de fluxo radiante incidente sobre uma superfície por unidade de área da superfície:

$$E_\lambda = \frac{\phi_\lambda}{A} \quad (16)$$

3.3.4.5 Exitância

Exitância (M_λ) é a quantidade de fluxo radiante que emerge de uma superfície por unidade de área da superfície:

$$M_\lambda = \frac{\phi_\lambda}{A} \quad (17)$$

Tanto a irradiância como a exitância são geralmente medidas em Watts por metro quadrado (W m^{-2}).

3.3.4.6 Radiância

A radiância (L_λ) é a intensidade radiante por unidade de área-fonte projetada numa direção específica. É medida em Watts por metro quadrado por esteroradiano. O fluxo radiante em certos comprimentos de onda (Φ_λ) deixando a área-fonte projetada (A) numa certa direção ($\cos \Theta$) e num ângulo sólido:

$$L_\lambda = \frac{\frac{\theta_\lambda}{\Omega}}{A \cos \theta} \quad (18)$$

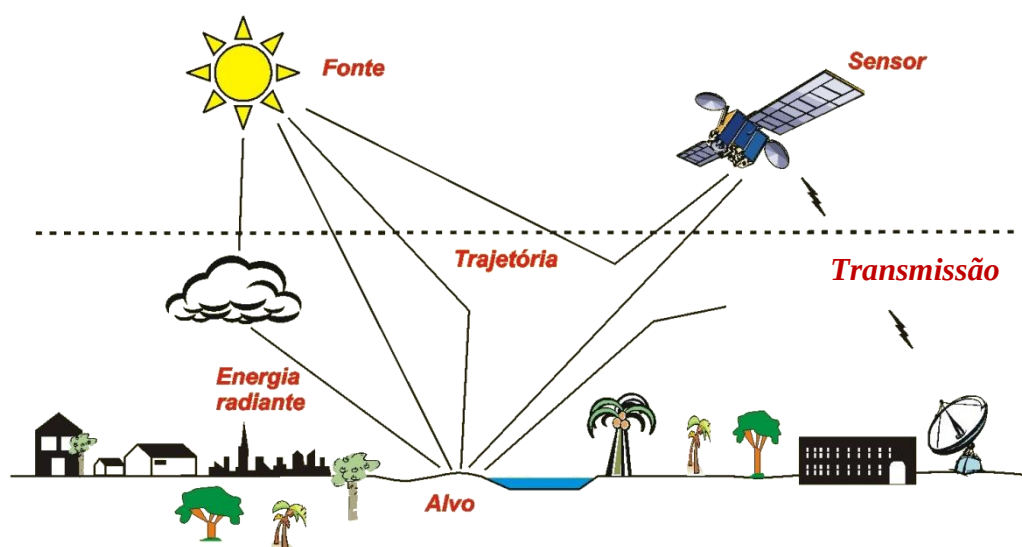
3.3.5 Elementos da fase de aquisição

A aquisição de uma imagem é composta por vários elementos, sendo a disponibilidade de uma fonte de energia que ilumina o objeto de interesse o primeiro requerimento de sensoriamento remoto (Figura 9).

Em sistemas naturais, a radiação solar é a fonte de energia empregada neste processo. Quando esta radiação se desloca da fonte, o sol, até incidir sobre os objetos monitorados, ela terá interações com a atmosfera pela qual ela passa. Esta interação se repete uma segunda vez no retorno da radiação dos objetos para o sensor. As interações dependem das características do objeto e da radiação, as quais são:

- a. **Registro da energia pelo sensor:** após a reflexão da energia pelo objeto ou após a emissão pelo objeto, é necessário um sensor para coletar e mensurar o fluxo da radiação eletromagnética.

Figura 9 - Elementos da fase de aquisição



Fonte: Adaptado: Watrin e Maciel (2005).

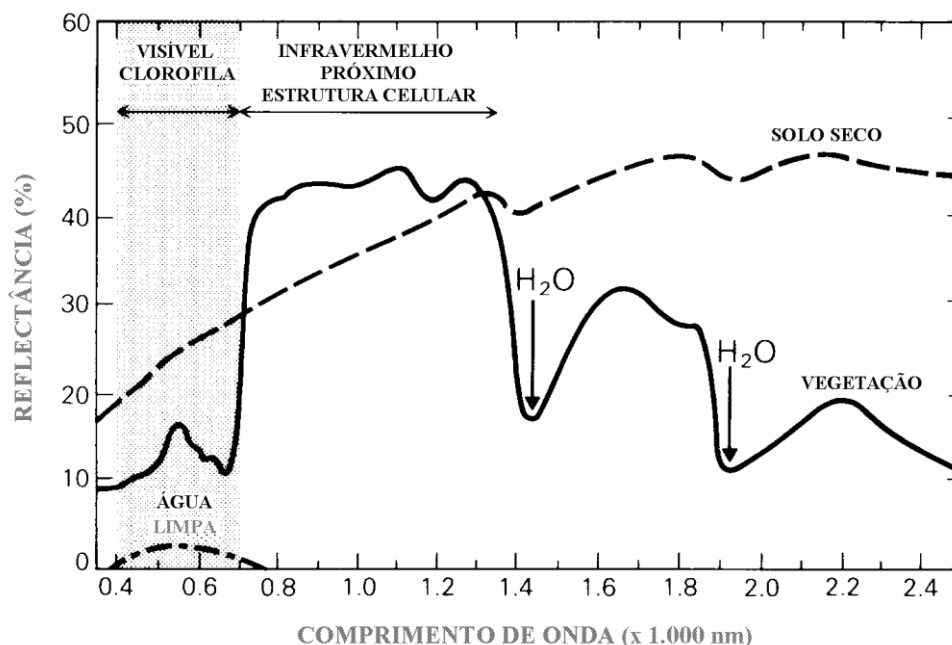
- b. **Transmissão, recepção, e processamento:** a energia registrada pelo sensor deve ser transmitida, normalmente em forma eletrônica, para uma estação de recepção e processamento, onde os dados são processados e gerada uma imagem (hardcopy e/ou digital).
- c. **Interpretação e análise:** a imagem processada é interpretada, visualmente e/ou digitalmente, para extrair informação sobre os objetos que foram iluminados. Aplicação – o elemento final do processo do sensoriamento remoto é alcançado, quando é aplicada a

informação extraída da imagem sobre os objetos para um entendimento melhor, a criação de nova informação, ou para assistir na solução de um problema específico.

3.4 Comportamento espectral de alvos

A radiação solar incidente na superfície terrestre interage de modo diferente com cada tipo de alvo. Esta diferença é determinada principalmente pelas diferentes composições físico-químicas dos objetos ou feições terrestres. Estes fatores fazem com que cada alvo terrestre tenha sua própria assinatura espectral. Cada alvo absorve ou reflete de modo diferente cada uma das faixas do espectro da luz incidente (Figura 10). Outros fatores que também influenciam no processo de interação da radiação com os alvos são: textura, densidade, geometria de aquisição, condições atmosféricas. Em decorrência desta interação, a radiação que deixa os alvos, leva para os satélites o comportamento espectral dos mesmos. Os sistemas sensores instalados nos satélites são sensíveis a estas diferenças, que as registram em forma de imagens. A grande variabilidade apresentada entre os diversos alvos presentes na superfície terrestre permite o estudo do comportamento espectral dos alvos.

Figura 10 - Curvas típicas de reflectância de vegetação verde, solo seco e água limpa



Fonte: adaptada de Drury (1993).

A resposta espectral é diferente para cada alvo, a parte da luz refletida, após interagir com os mesmos, pode ser medida por sensores remotos, aerotransportados e/ou de

campo. A superfície terrestre detectada pelos sensores remotos pode ser vista como uma paisagem composta principalmente pelos elementos água, vegetação e solos, cujas curvas de reflectância espectral são apresentadas na Figura 10.

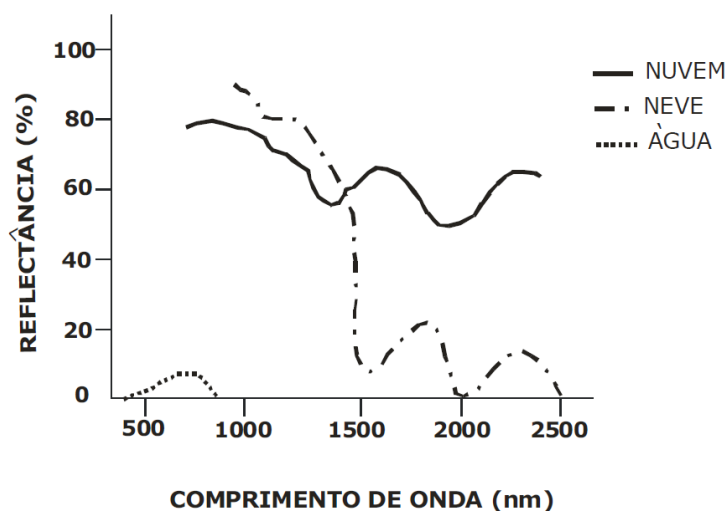
Tanto a água, como os solos, a vegetação, o asfalto, os telhados, etc, possuem padrões próprios de resposta espectral, o que possibilita a obtenção de informações sobre os diferentes alvos, através de sensores colocados em plataformas orbital, aerotransportadas e/ou de campo.

O desenvolvimento de sensores com alta resolução espectral tem potencializado a caracterização de sistemas aquáticos através da avaliação das suas feições espectrais. Em estudos do comportamento espectral dos sistemas aquáticos, a parte da luz refletida, após interagir com o sistema aquático, pode ser medida por sensores.

3.4.1 Comportamento espectral da água

A água é encontrada em três estados físicos na temperatura ambiente: sólido, líquido e gasoso (Figura 11).

Figura 11 - Curvas de reflectância da água nos estados líquido, gasoso (nuvem) e sólido (neve)



Fonte: adaptada de Bowker et al. (1985).

A água possui comportamento espectral distinto de acordo com as formas como se apresenta: líquida, sólida ou gasosa. No estado líquido, a água apresenta reflectância (menor que 10%) em comprimentos de onda na faixa do visível (entre 0,38 - 0,70 μ m), sendo que nas demais regiões do espectro óptico há absorção da radiação incidente. A água em estado sólido

apresenta reflectância em comprimentos de onda diversos, alcançando alta reflectância (80%) entre 0,7 e 1,2 μm e decrescendo para valores variáveis e inferiores a 20% de reflectância em comprimentos de onda acima de 1,4 μm . Para a água no estado gasoso a reflectância se mantém alta (aproximadamente em 70%) em todo o espectro óptico, porém apresentando algumas bandas de absorção em 1,0, 1,3 e 2,0 μm (NOVO, 2010).

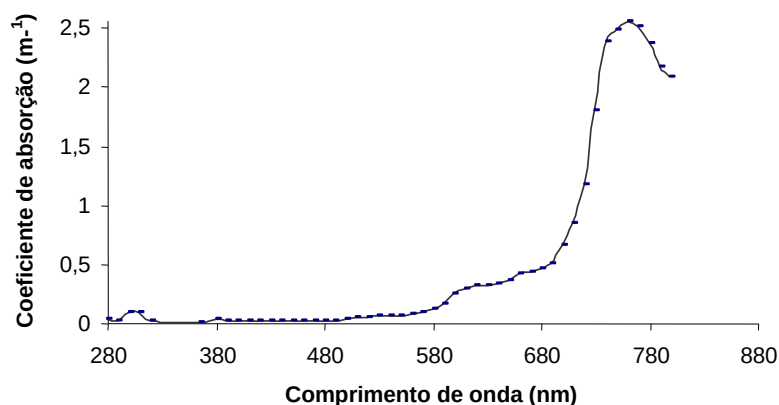
3.4.2 Propriedades ópticas da água

O comportamento espectral da água pura é determinado, basicamente, pela absorção e espalhamento molecular nos comprimentos de onda mais curtos da radiação eletromagnética (REM). Em águas naturais, a reflectância passa a ser, também, função dos Constituintes Ópticamente Ativos (COAs) presentes na água (MOBLEY, 2004).

3.4.2.1 Propriedades ópticas inerentes

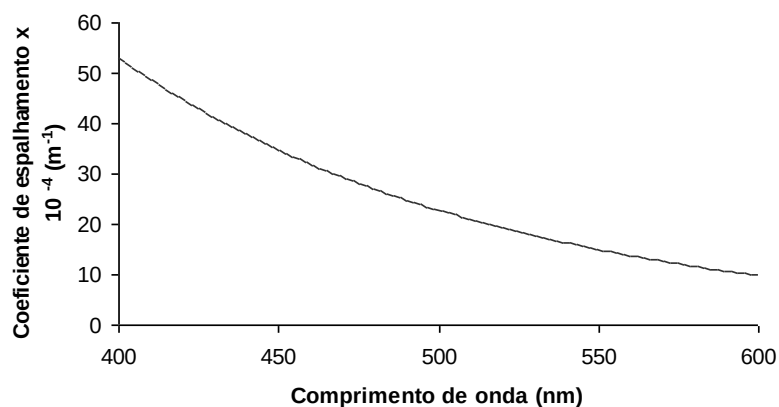
São propriedades da água que dependem apenas de seu conteúdo (dissolvido e/ou em suspensão). As propriedades ópticas inerentes não se modificam em função da mudança do campo de luz (KIRK, 2011). São propriedades ópticas inerentes: os coeficientes de absorção, espalhamento e função volumétrica de espalhamento. Essas propriedades dependem apenas do meio aquático. Os valores atribuídos aos coeficientes de absorção e espalhamento dependem, exclusivamente, da composição do corpo d'água, ou seja, da concentração e tipo de substâncias opticamente ativas presentes na água. As substâncias opticamente ativas são aquelas que podem afetar o espectro de absorção e espalhamento da água pura (NOVO, 2001). As principais substâncias opticamente ativas são os pigmentos fotossintetizantes, representados pela clorofila-a (Cl-a) presentes em organismos fitoplanctônicos; sólidos inorgânicos em suspensão (SIS); e, matéria orgânica dissolvida (MOD), representada por ácidos húmicos ou substâncias amarelas (KIRK, 2011).

Na água pura, a absorção da radiação é mínima na região compreendida entre 400 e 500 nm, aumenta a partir deste valor (500 nm), passando a ser significativa a partir de 580 nm e cresce rapidamente no infravermelho com máximo de absorção em 750 nm (Figura 12).

Figura 12 - Coeficiente de absorção da água pura

Fonte: Adaptado de Kirk (2011).

O espalhamento da água pura, ao contrário da absorção, é máximo na região do azul e decresce exponencialmente em direção ao infravermelho (Figura 13). Além disso, a água pura apresenta alta transmitância na região do visível contribuindo para o alto coeficiente de atenuação, e para o baixo sinal de reflectância de massas de água (WOODRUFF et al., 1999). Esse comportamento do meio aquático limita os estudos de sensoriamento remoto na região entre 400 e 900 nm (BARBOSA, 2005; KIRK, 2011).

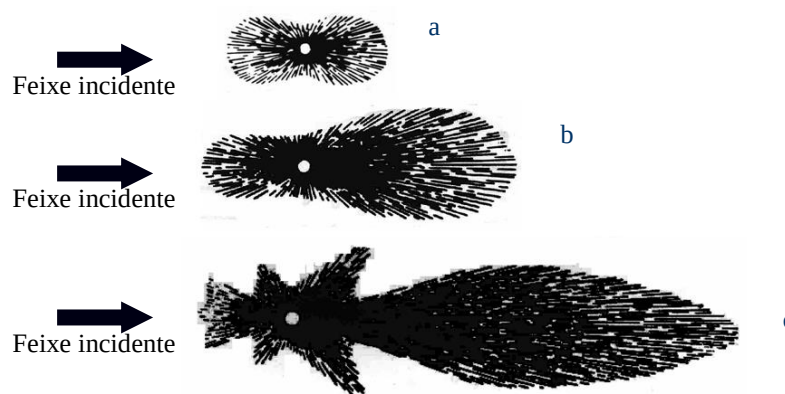
Figura 13 - Coeficiente de espalhamento pela água pura

Fonte: adaptado de Mobley (2004).

A função volumétrica de espalhamento descreve a forma do espalhamento (Figura 14). Se a partícula for menor que $\frac{1}{10}$ do comprimento de onda, o espalhamento vai ser simétrico (Figura 14a). Se a partícula for menor que $\frac{1}{4}$ do comprimento de onda, o espalhamento vai ser assimétrico, concentrando-se na região frontal (Figura 14b). Se a partícula for maior que o comprimento de onda, o espalhamento (*em forma de esquilo*) vai se

concentrar na região frontal, desenvolvendo os máximos e mínimos do espalhamento em ângulos mais largos (Figura 14c).

Figura 14 - Efeito do tamanho da partícula na função volumétrica de espalhamento



Fonte: Adaptado de Brumberger et al. (1968).

3.4.2.2 Propriedades ópticas aparentes

As propriedades ópticas aparentes são afetadas pela composição da água como também pelas condições de iluminação do corpo d'água no momento da aquisição (KIRK, 2011). A reflectância da água com determinado componente pode fornecer informações a respeito das características químicas, físicas e biológicas (NOVO, 2001). Porém, tais comportamentos podem sofrer interferência das propriedades aparentes da água, que são fatores externos, como a condição de iluminação, capazes de mudar a resposta espectral do alvo. Ou seja, a água é a mesma, porém, sua resposta é modificada em função de fatores externos.

O fluxo retroespalhado, por exemplo, é uma propriedade óptica aparente visto que sua magnitude dependerá do fluxo incidente e da estrutura geométrica da fonte em relação ao alvo. Portanto, a irradiância descendente e a irradiância ascendente são propriedades ópticas aparentes do corpo d'água (NOVO, 2001).

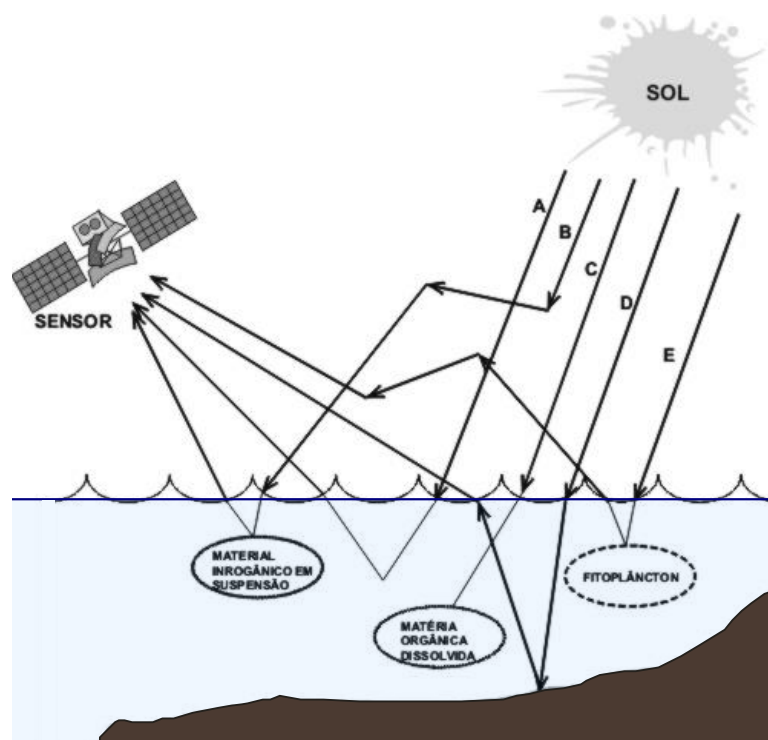
3.4.3 Interação da radiação eletromagnética com a água

Na interação da radiação eletromagnética incidente sobre o corpo d'água pode haver absorção e espalhamento seletivo dependendo da proporção dos Constituintes Ópticamente Ativos (COAs) presentes (DURAND et al., 2000), Figura 15. O sinal captado pelo sensor é o balanço entre a radiação espalhada e absorvida seletivamente pelos COAs.

Além da própria água, os outros componentes de diferentes naturezas que participam da interação com a radiação incidente e que contribuem para a caracterização dos coeficientes de absorção (α) e espalhamento (β) são: pigmentos fotossintetizantes, representados pela clorofila-a (Cl-a) presentes em organismos fitoplanctônicos; sólidos inorgânicos em suspensão (SIS); e Material Orgânico Dissolvido (MOD) representado por ácidos húmicos ou substâncias amarelas (KIRK, 2011).

Os fatores/processos que influenciam a radiação que emerge um corpo de água são ilustrados na Figura 15.

Figura 15 - Fatores que determinam a intensidade e a forma dos fluxos de radiação detectados pelo sensor



Fonte: Adaptado de IOCCG (2000).

A – Retroespalhamento pelas moléculas de água: é uma das propriedades que mais interessam por ser fração do coeficiente de espalhamento (que representa a integração da energia espalhada na direção oposta à incidência), que vai ser responsável pela formação de um fluxo de energia emergente em direção à superfície da água, e que chegará ao sensor;

B – Retroespalhamento pelo material inorgânico em suspensão: a fração inorgânica em suspensão é a maior responsável pelo aumento de reflectância da água, devido ao seu maior índice de refração (há um deslocamento do máximo de reflectância em direção aos

comprimentos de onda mais longos). Outra característica é a ampliação da região espectral em que ocorre esse máximo que passa a se comportar como um patamar de reflectância quase constante entre 500 e 700 nm. Há ainda um crescimento expressivo da reflectância à região do IR;

C – Absorção pela matéria orgânica dissolvida: à medida que aumenta a concentração de matéria orgânica dissolvida na água, a reflectância na região do azul diminui até um ponto em que os máximos de reflectância passam a ocorrer na região do verde e vermelho, o que confere à água uma cor amarela;

D – Reflexão do fundo: locais mais rasos permitem uma interação mais rápida com o fundo do corpo d'água, possibilitando maior retroespalhamento, o que modifica a cor em relação ao fundo. Em regiões mais profundas, a radiação é atenuada e “perde-se” em meio ao corpo d'água antes de chegar ao fundo, dando a impressão de que a água é mais escura nesses locais;

E – Retroespalhamento pelo fitoplâncton: o fitoplâncton responde pela absorção da luz na água. Seus pigmentos responsáveis pela fotossíntese – clorofilas, carotenóides e biliproteínas – causam a absorção seletiva da radiação eletromagnética que penetra a superfície da água. As duas principais bandas de absorção dos pigmentos do fitoplâncton localizam-se na região do azul e do vermelho.

3.4.4 Propriedades ópticas dos componentes opticamente ativos na água

3.4.3.1 Fitoplâncton

O fitoplâncton é o conjunto de organismos microscópicos fotossintetizantes adaptados a viver parte ou todo o seu ciclo de vida flutuando na massa d'água (REYNOLDS, 2006). De acordo com Novo (2010), a maior ou menor biomassa fitoplanctônica na água pode ser indicada pela concentração de clorofila, que é o pigmento mais comum nos diferentes gêneros presentes na coluna de água. Via de regra, quanto maior a concentração de clorofila-a, maior a biomassa fitoplanctônica.

Nas algas existem inúmeros pigmentos fotossintetizantes, e o grande interesse de estudos por meio de sensoriamento remoto é usar o conhecimento das bandas de absorção específicas para poder ter acesso aos prováveis tipos de comunidades fitoplanctônicas (MÉLÉDER et al., 2003). A clorofila-a (Cl-a), por exemplo, é um fitopigmento presente em todos os grupos de algas de águas continentais e a estimativa de sua concentração é frequentemente adotada como indicadora de bio-produção dos sistemas aquáticos (KIRK, 2011; BUKATA et al., 2000; NOVO, 2010; RUDORFF, 2006).

De acordo com Londe (2008), em geral, os pigmentos fotossintetizantes aproveitam principalmente a radiação da faixa do azul (400 a 500 nm) e do vermelho (600 a 700 nm) para o processo de fotossíntese e, dessa maneira, apresentam maior absorção nessas faixas do que na região espectral do verde (500 a 600 nm) (Tabela 2). Por isso, corpos d'água ricos em fitoplâncton apresentam coloração verde.

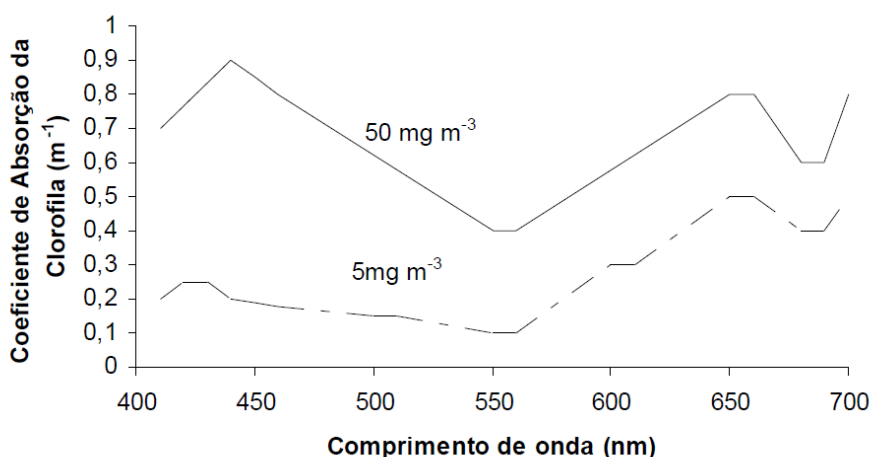
Tabela 2 - Comprimentos de onda de absorção dos pigmentos

Pigmento	Absorção (nm)	Fluorescência (nm)	Tipo de Fitoplâncton
Clorofila-a	438, 676	685	Todos os tipos
Hexa-ficoxantina	470		Cianobactérias
β-caroteno	480 UV		Dinoflagelados, diatomáceas, crisófitas, cianobactérias
Ficorobilina	493, 567, 627	560-570	Cianobactérias
Ficoeritrina	493(in vivo)		Cianobactérias
c-ficoeritrina	562	570-580	Cianobactérias
Ficocianina	615	650-660	Cianobactérias
Aloficocianina	650		Cianobactérias

Fonte: Adaptada de Londe (2008).

Na Figura 16 está representado o espectro de absorção da clorofila para duas concentrações, 5 mg m⁻³ e 50 mg m⁻³.

Figura 16 - Coeficiente de absorção da clorofila-a em diferentes concentrações

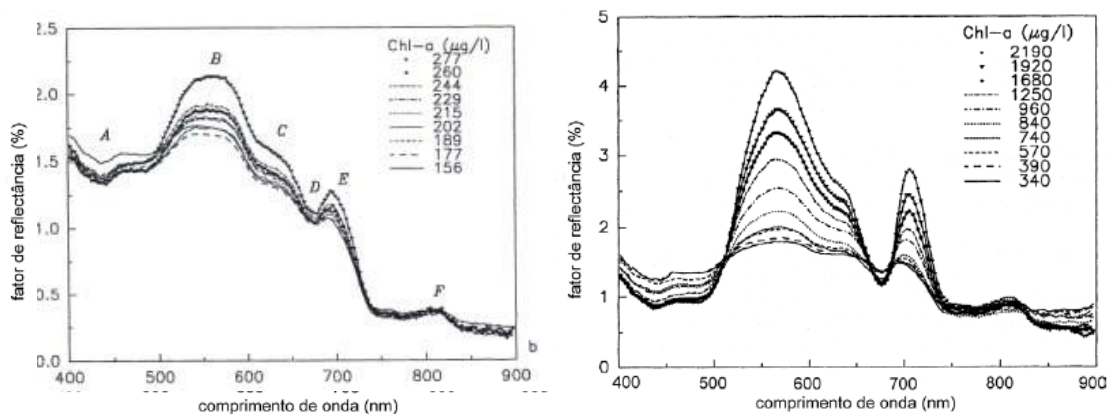


Fonte: adaptado de Mobley (2004).

O coeficiente de absorção da clorofila tem dois máximos, um na região do azul, em torno de 450 nm e outro na região do vermelho, em torno de 650 nm. Estes máximos estão associados às clorofilas a e b, as quais têm seus picos de absorção em 430 nm e 665 nm, respectivamente. A clorofila ocorre abundantemente nas mais diferentes espécies de algas e sua concentração, em miligrama, geralmente é utilizada como uma medida da abundância de fitoplâncton. As concentrações de clorofila para os vários tipos de água podem variar de 0,01 mg m⁻³ em águas oceânicas claras a até 10 mg m⁻³ em regiões muito produtivas (NOVO; PONZONI, 2001).

De modo geral, à medida que a concentração de fitoplâncton aumenta, o máximo de reflectância da água passa gradativamente da região do azul para a do verde, ao mesmo tempo em que começa a ocorrer aumento da energia refletida na região em torno de 675 nm, que corresponde à região de emissão associada à fluorescência pela clorofila. Isso significa que águas com altas concentrações de pigmentos tenderão a apresentar cor verde, visto que o máximo de energia refletida ocorre nesta região do espectro eletromagnético (BARBOSA, 2005, DEKKER, 1993; NOVO, 2001) (Figura 17).

Figura 17 - Resposta espectral da clorofila-a para diferentes concentrações na água



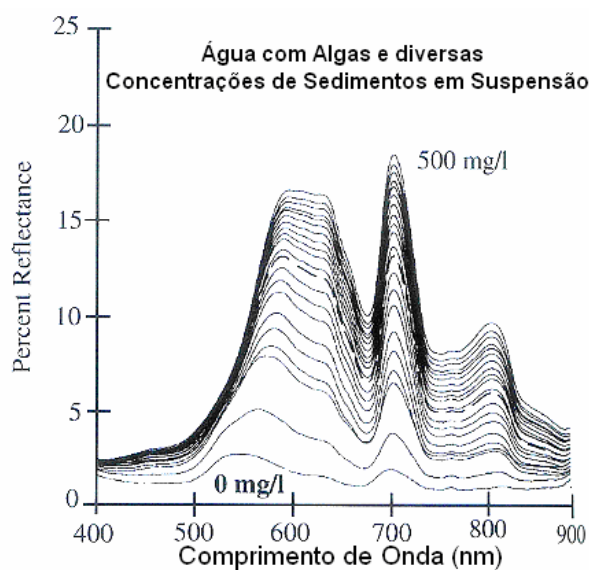
Fonte: Rundquist et al. (1996).

As feições significativas na resposta espectral de uma coluna d'água, em função da variação da concentração de clorofila são: forte absorção da luz azul 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) causado pela absorção relativa menor da luz verde (GITELSON, 1992; KIRK, 2011); um pico de reflectância em torno de 690 a 700 nm, devido a uma interação de espalhamento celular de algas e de um efeito combinado mínimo de absorção por pigmentos e água (RUNDQUIST et al., 1996; KIRK, 2011).

Várias pesquisas reportaram a forte correlação existente entre a concentração de clorofila e a radiância espectral (BORBOSA, 2005; GITELSON, 1992; HAN et al., 1994; HAN; RUNDQUIST, 1997; ISKANDAR et al., 2009; KUTSER, 2004; RUDORFF et al., 2007; RUNDQUIST et al., 1996; TORBICK et al., 2008). Esta relação tem sido aplicada aos dados de sensoriamento remoto para estimar a distribuição espacial de concentração de clorofila sobre águas costeiras e continentais, como reservatórios, lagos e grandes rios. Essa informação proporciona subsídios ao gerenciamento da qualidade da água e no monitoramento da poluição.

Os sistemas aquáticos continentais normalmente contêm, simultaneamente, sedimentos em suspensão e clorofila no corpo d'água e apresentam, resposta espectral muito diferente. Na Figura 18 há uma representação do que acontece com a resposta espectral da água quando concentrações de sedimentos de 0 a 500 mg L⁻¹ são adicionadas à água que contém algas (clorofila-a).

Figura 18 - Porcentagem de reflectância de água com algas e com concentrações variáveis de sólidos em suspensão



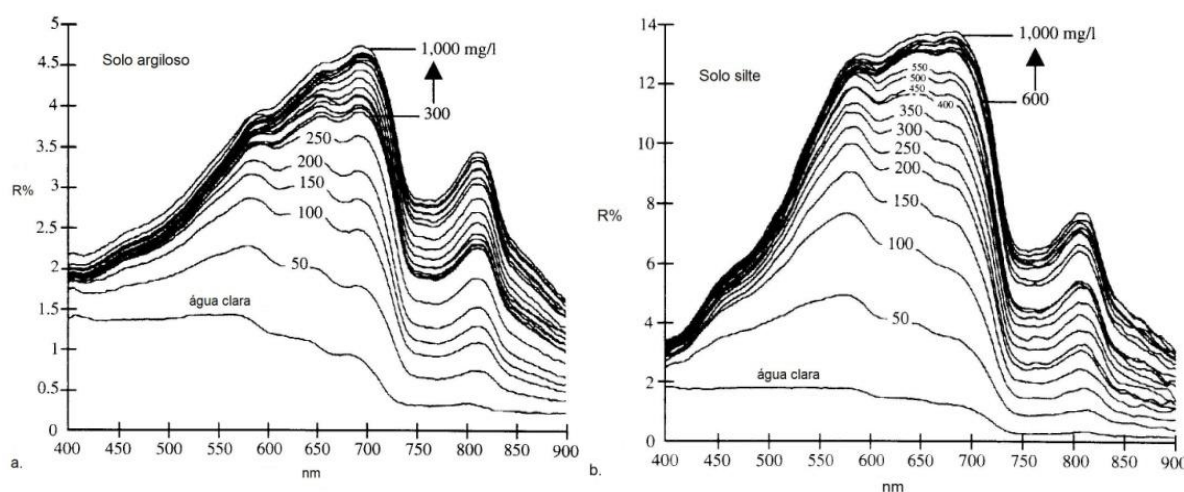
Fonte: Han (1997).

Verifica-se na Figura 18, um aumento da reflectância em todo o espectro eletromagnético com o aumento da concentração de sólidos. Para água composta somente por algas (0 mg L^{-1}), o pico de reflectância se localiza na região do visível em aproximadamente 550 nm, com a adição de sólidos esse pico se desloca em direção a 600 nm, tornando-se mais achatado e menos definido quando a concentração de sedimento aumenta (JENSEN, 2009). Observa-se que a região de absorção em torno de 670 nm e o pico de reflectância em torno de 700 nm continuam inalterados, mudando apenas a intensidade.

3.4.3.2 Sólidos inorgânicos em suspensão

A porcentagem da energia refletida de um sistema aquático com partículas inorgânicas em suspensão é uma função da quantidade e do tamanho do material presente na água. A porcentagem de energia refletida na região do visível aumenta com o aumento da concentração de partículas inorgânicas em suspensão na água e apresenta também uma elevação pronunciada em 810 nm pelo espalhamento das partículas inorgânicas em suspensão. O pico de reflectância de sistemas aquáticos com partículas inorgânicas em suspensão desloca-se para maiores comprimentos de onda na faixa do visível, na medida em que há um aumento na concentração deste constituinte (Figura 19).

Figura 19 - Reflectância espectral medida *in situ* de águas claras com concentrações variáveis de 0 a 1000 mg L⁻¹ de argila (a) e silte (b)



Fonte: adaptado de Lodhi et al. (1997).

A Figura 19 mostra a reflectância espectral da água clara (pura) e da água com concentrações variáveis de sedimentos em suspensão oriundos de solos argiloso e siltoso. A reflectância aumenta em todos os comprimentos de onda para os dois tipos de partículas de solos, com o aumento dos sedimentos em suspensão. As partículas de argila (Figura 19a), que tinha mais matéria orgânica e apresentava cor mais escura resultou em menores valores de reflectância em todos os comprimentos de onda do que o solo siltoso (Figura 19b). Para as partículas de argila, cargas superiores a 300 mg L⁻¹, resultaram em aumento pequeno de reflexão. Para as partículas siltosas (Figura 19b), a reflectância continuou a aumentar até a concentração se aproximar de 600 mg L⁻¹. A quantidade de material em suspensão e tipo são fatores importantes para reflectância dos sistemas aquáticos (LODHI et al., 1997).

A separabilidade espectral máxima (taxa de aumento da reflectância de pico em cada nível ou concentração) para ambas as partículas, pode ser observada em uma faixa de comprimento de onda entre 580 e 690 nm. O pico de reflectância desloca-se para maiores comprimentos de onda na faixa do visível quando mais sedimentos em suspensão são adicionados (LODHI et al., 1997).

Sedimentos em suspensão são constituintes que ocasionam, principalmente, o efeito de espalhamento da radiação na sub-superfície dos corpos d'água. Várias pesquisas reportaram a forte correlação que existe entre a concentração de partículas de sedimentos em suspensão e a radiância espectral (CHEN et al., 1992; CURRAN; NOVO, 1988; GOODIN et al., 1993; LODHI et al., 1997; NOVO et al., 1989a, 1989b; NOVO et al., 1991; RITCHIE et al., 1987; RITCHIE et al., 1990; RUDORFF et al., 2007). Essa relação tem sido aplicada aos

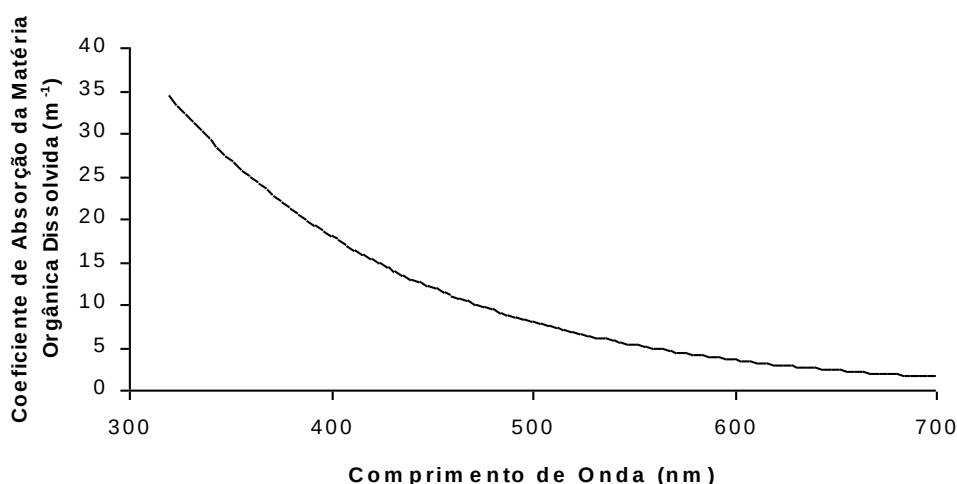
dados de sensoriamento remoto para estimar a distribuição espacial de concentração de sedimentos em suspensão sobre águas costeiras e continentais, como reservatórios, lagos e grandes rios. Este tipo de informação oferece subsídios ao gerenciamento da qualidade da água, o monitoramento da poluição e a modelagem da taxa de transporte de sedimentos (RUDORFF, 2006).

3.4.3.3 Material orgânico dissolvido

A matéria orgânica dissolvida (MOD), também chamada de substância amarela, compõe-se principalmente pelos ácidos húmicos e fúlvicos solúveis presentes nos solos das áreas de captação de água dos rios, vindos indiretamente da vegetação. O termo substâncias húmicas está associado às águas continentais, enquanto o termo *Gelbstoff* se refere às águas oceânicas (NOBREGA, 2002). Kirk (2011) propõe a utilização do termo *gilvin* para se referir a todas as substâncias orgânicas de coloração amarela, as quais diferem apenas na origem.

A água pura apresenta um espalhamento mais intenso na faixa do azul (Figura 13), e, quando presente na água, a matéria orgânica dissolvida, causa absorção da energia incidente na região do espectro entre 400 e 700 nm (BRICAUD et al., 1981). No vermelho, a absorção é pequena, aumentando exponencialmente em direção aos comprimentos de ondas mais curtos (Figura 20).

Figura 20 - Espectro de Absorção de Matéria Orgânica Dissolvida na Água



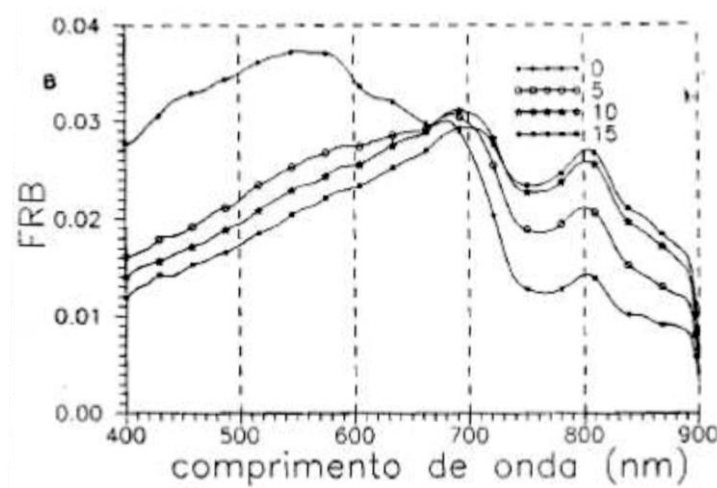
Fonte: Kirk, (2011).

Quando a concentração de substâncias orgânicas dissolvidas é muito grande, como no caso do Rio Negro, por exemplo, a absorção suplanta o espalhamento e praticamente

não há energia retroespalhada pelo volume d'água, que adquire a aparência negra (NOVO, 2001).

A matéria orgânica dissolvida presente nos sistemas aquáticos diminui a reflectância, principalmente do azul para o vermelho com o aumento da concentração. Na faixa espectral situada entre 400 e 570 nm (azul e verde) as concentrações de substâncias húmicas promovem uma diminuição de aproximadamente 40% da reflectância da água. Na região do vermelho e infravermelho, 670 e 900 nm, ocorre um aumento proporcional de amplitude da reflectância em toda esta faixa (Figura 21), que pode estar ligado aos colóides presentes na MOD, pois estes contribuem significativamente para o espalhamento da radiação eletromagnética (MOBLEY, 2004).

Figura 21 - Fator de reflectância bidirecional para diferentes concentrações de MOD (mg L^{-1}) medidas em laboratório



Fonte: Mantovani (1993).

Na faixa do visível o efeito da absorção oculta o espalhamento, Figura 21, no infravermelho com a absorção muito baixa o espalhamento predomina (MANTOVANI, 1993; MANTOVANI; NOVO, 1996). Com o aumento da concentração de matéria orgânica dissolvida na água, esta tenderá a uma cor primeira amarelada, depois mais e mais vermelho-escura devido aos baixos níveis de reflectância (NOVO, 2001).

3.5 Estimativa remota das concentrações de clorofila-a

3.5.1 Razão de bandas espectrais

A operação matemática de razão entre bandas permite discriminar sutis diferenças existentes no comportamento espectral de diferentes alvos, pois em bandas originais apenas diferenças grosseiras são observadas. Assim, observando o comportamento espectral dos alvos de interesse, para a aplicação da razão, as bandas são selecionadas visando seus valores máximos e mínimos de reflectância, afim de que se expressem os gradientes da curva espectral dos objetos de interesse, proporcionando o realce destes alvos (SESTINI, 1999).

Quando aplicada com uma formulação lógica e em dados espectrais adequados, trata-se de uma ferramenta simples e efetiva para análise de dados espectrais (SCHOWENGERDT, 2006). Devido sua simplicidade empírica, esse método é usado em ambientes aquáticos para estimar concentração de clorofila-a, sólidos em suspensão e matéria orgânica dissolvida, por análises estatísticas diretas com dados limnológicos coletados em campo, formando modelos que quantificam esses componentes (HOGE et al., 1987).

Razões espectrais entre as feições de absorção e refletância observadas nas regiões do vermelho e infravermelho próximo (IVP), por exemplo, são muito utilizadas para a estimativa de clorofila-a (GITELSON, 1992; KONDRATYEV; POZDNIAKOV, 1990; MITTENZWEY et al., 1992; RUDDICK, 2001; RUNDQUIST et al., 1996; YACOBI et al., 1995). Ruddick et al. (2001) afirmam que a feição de absorção ocasionada pela presença de clorofila-a existente na região do vermelho (≈ 670 nm) é atrativa para a formulação de razões espectrais, em decorrência dessa região minimizar interferências de absorção do tripton e da matéria orgânica dissolvida, principalmente em ambientes aquáticos com alto grau de turbidez.

Para que sua aplicação forneça resultados aceitáveis, em relação à componente opticamente ativa analisada, é necessário selecionar regiões espectrais que forneçam informações apenas da componente em análise (DEKKER, 1993).

No Brasil, autores como Barbosa (2005), Rudorff et al. (2005), Londe et al. (2006), Ennes, (2008) e Londe et al. (2011) têm desenvolvido trabalhos utilizando a técnica de razão de bandas no estudo de corpos de água continentais.

3.5.2 Algoritmos para estimativa de pigmentos

Muitos pesquisadores têm avaliado a relação entre a concentração de clorofila em soluções aquosas e as medidas de refletância adquiridas remotamente usando instrumentos hiperspectrais. Quibell (1992) revelou em seu estudo a aplicação da faixa do infravermelho próximo para estimação da concentração de clorofila em águas continentais. Rundquist et al.

(1996) testaram a razão entre as bandas do infravermelho próximo e vermelho para estimação das concentrações de clorofila. Para tanto, em seu trabalho foram utilizadas as bandas de máxima reflexão no IVP, que apresenta relação direta com o aumento da concentração, e de mínima absorção do vermelho, que apresenta relação inversa. Gitelson (1992) estudou a relação da concentração de clorofila em águas apresentando diferentes estados tróficos, e seu pico de reflectância próximo a 700 nm. Um dos métodos que ele utilizou para quantificar a altura deste pico foi a razão entre a reflectância máxima na região do vermelho e a reflectância em 560 nm ou 675 nm, sendo que a diferença entre estes comprimentos de onda foi irrelevante. Gitelson et al. (2007) em um estudo para obtenção da concentração de clorofila em águas turvas aplicaram um modelo de três bandas $[R(675)-R(695)] \times R(730)$ e um de duas bandas $R(720)/R(670)$, encontrando forte correlação linear entre as estimativas de ambos modelos e as concentrações medidas. Chen et al. (1992) avaliaram a aplicação da primeira derivada para estimação da concentração de sólidos em suspensão usando as bandas espectrais de 727 nm, 560 nm, e a diferença entre estas bandas ($DR_{727} - DR_{560}$).

Rudorff et al. (2005) estudando a composição das águas na Amazônia, região próxima à confluência dos rios Tapajós e Amazonas através de dados hiperespectrais medidos em nível de campo e orbital para caracterizar a composição de águas opticamente complexas, obtiveram melhores relações empíricas entre a primeira derivada espectral para estimar a distribuição espacial da concentração de sedimentos inorgânicos em suspensão ($\log(SIS) = -3,7-9779,7dR_{711}$) e de clorofila-a ($cl-a = 20,3 + 101588dR_{691}$) em relação ao uso de valores originais de reflectância.

Dekker (1993), Gitelson e Kondratyev (1991) e Thiemann e Kaufmann (2000) encontraram boas correlações para explicar a concentração de Cl-a com a razão do pico de reflectância e de absorção pela Cl-a em 705 e 675 nm, respectivamente.

Gitelson et al. (1994) basearam seus estudos na relação linear entre a Cl-a e a diferença entre os valores de reflectância integrada nas faixas de 700-705 nm e de 675-680 nm onde ocorre espalhamento pelo fitoplâncton e absorção pela Cl-a, respectivamente. Os resultados mostraram que esta relação é válida também em casos onde o fitoplâncton ocorre na presença de sedimentos em suspensão.

3.5.3 Modelo de três bandas espectrais

3.5.3.1 Refletância de sensoriamento remoto (R_{rs})

É uma medida de quanto da luz descendente que incide na superfície da água é eventualmente retornada para a superfície (MOBLEY, 2004). É expressa como:

$$R_{rs}(\lambda, \theta, \phi) = \frac{L_u(0^+, \lambda, \theta, \phi)}{E_d(0^+, \lambda)} \quad (19)$$

onde: $L_u(0^+, \lambda, \theta, \phi)$ é a radiância espectral emergente da coluna de água, na direção (θ, ϕ) , que chega ao sensor e $E_d(0^+, \lambda)$ é a irradiância espectral incidente na superfície do corpo hídrico. O parâmetro 0^+ informa que as medidas são feitas logo acima da superfície da coluna de água.

Segundo Gordon et al. (1988), em corpos de água homogêneos, a refletância de sensoriamento remoto é diretamente proporcional ao coeficiente de retroespalhamento $b_b(\lambda)$ e inversamente à soma do coeficiente de absorção $a_a(\lambda)$ do meio aquático com o coeficiente de retroespalhamento. Ou seja, esta equação relaciona a propriedade ótica aparente (R_{rs}) com as propriedades óticas inerentes. Esta equação é conhecida com relação de Gordon, e é representada pela equação abaixo:

$$R_{rs}(\lambda) \propto \frac{b_b(\lambda)}{a(\lambda) + b_b(\lambda)} \quad (20)$$

3.5.3.2 Seleção das três regiões usadas no modelo

Uma das premissas para o desenvolvimento do modelo de três bandas, é que o primeiro comprimento de onda (λ_1) deve estar localizado na região de máxima sensibilidade à clorofila-a. Conforme descrito na literatura, a clorofila-a possui duas regiões estreitas de alta absorção da radiação eletromagnética; uma na região do azul-verde ($\sim 443\text{nm}$) e outra no vermelho ($\sim 674\text{ nm}$). Como na região azul-verde do espectro ocorre também sobreposição de absorções por M.O., tripton, e clorofila-a, a região do vermelho ($\sim 674\text{ nm}$) é a mais adequada para o desenvolvimento do modelo. Para que se tenha um modelo que resulte numa relação direta com a absorção, usa-se o inverso da reflectância:

$$R_{rs}^{-1}(\lambda_1) \propto \frac{a(\lambda_1) + b_b}{b_b} \quad (21)$$

onde, devido aos constituintes oticamente ativos tem-se $a(\lambda_1)$:

$$a(\lambda_1) = a_{chla}(\lambda_1) + a_{tripton}(\lambda_1) + a_{MO}(\lambda_1) + a_{\acute{a}gua}(\lambda_1) \quad (22)$$

ou seja:

$$R_{rs}^{-1}(\lambda_1) \propto \frac{a_{chla}(\lambda_1) + a_{tripton}(\lambda_1) + a_{MO}(\lambda_1) + a_{\acute{a}gua}(\lambda_1) + b_b}{b_b} \quad (23)$$

Devido a variabilidade do ponto de absorção, causada pela diversidade taxonômica dos grupos fitoplancônicos e diferenças entre medidas in vivo e in vitro, considera-se no modelo que a primeira região λ_1 de máxima sensibilidade a absorção da clorofila está: $660 \leq \lambda_1 \leq 690$ nm.

Porém, a região $R_{rs}^{-1}(\lambda_1)$ é também afetada por $a_{tripton}$, a_{MO} , $a_{água}$ e b_b . Como o objetivo é isolar $a_{chl a}$ na equação 23, o modelo utiliza uma segunda região (λ_2) para minimizar os efeitos de $a_{tripton}$, a_{MO} e b_b .

Esta segunda região (λ_2) deve estar localizada numa região espectral de mínima sensibilidade à clorofila ($a_{chl a}(\lambda_1) \gg a_{chl a}(\lambda_2)$), mas ao mesmo tempo, a absorção por tripton e M.O. deve ser similar a região λ_1 ($a_{tripton}(\lambda_1) \cong a_{tripton}(\lambda_2)$ e $a_{MO}(\lambda_1) \cong a_{MO}(\lambda_2)$). Ou seja, a região λ_2 deve ser distante da região λ_1 , para que ($a_{chl a}(\lambda_1) \gg a_{chl a}(\lambda_2)$), mas ao mesmo tempo perto de λ_1 para que ($a_{tripton}(\lambda_1) \cong a_{tripton}(\lambda_2)$ e $a_{MO}(\lambda_1) \cong a_{MO}(\lambda_2)$) aconteça. Considerando o decréscimo exponencial da absorção de tripton e M.O., em direção aos maiores comprimentos de ondas e efeitos de pigmentos acessórios (chl-b) sobre a R_{sr} em $\lambda < 660$ nm, a região λ_2 deve ser em torno 700 nm. Subtraindo a refletância no comprimento de onda de λ_2 da reflectância em λ_1 , e fazendo as simplificações tem-se:

$$R_{rs}^{-1}(\lambda_1) - R_{rs}^{-1}(\lambda_2) \propto \frac{a_{chl a}(\lambda_1) + a_{tripton}(\lambda_1) + a_{MO}(\lambda_1) + a_{água}(\lambda_1) + b_b}{b_b} - \frac{a_{chl a}(\lambda_2) + a_{tripton}(\lambda_2) + a_{MO}(\lambda_2) + a_{água}(\lambda_2) + b_b}{b_b} \quad (24)$$

$$R_{rs}^{-1}(\lambda_1) - R_{rs}^{-1}(\lambda_2) \propto \frac{a_{chl a}(\lambda_1) + a_{água}(\lambda_1) - a_{água}(\lambda_2)}{b_b} \quad (25)$$

Porém, para retirar o efeito do coeficiente de retroespalhamento é necessário selecionar a terceira região (λ_3). A terceira região do espectro λ_3 deve estar localizada na região com mínimo efeito de absorção por Chl-a, tripton e M.O., mas com retroespalhamento similar aos de λ_1 e λ_2 , ou seja, $a_{chl a}(\lambda_3) + a_{tripton}(\lambda_3) + a_{MO}(\lambda_3) \approx 0$ e $a_a(\lambda_3) = a_a(\lambda_1) \sim$ constante. Com isso, $a(\lambda_3) \gg b_b$. A região espectral onde estas condições ocorrem é no infravermelho próximo, λ_3 próximo a 730 nm.

$$R_{rs}(\lambda_3) \propto \frac{b_b}{a_{chl a}(\lambda_3) + a_{Tripton}(\lambda_3) + a_{MO}(\lambda_3) + a_{água}(\lambda_3) + b_b} \quad (26)$$

Fazendo as simplificações tem-se:

$$R_{rs}(\lambda_3) \propto \frac{b_b}{a_{agua}(\lambda_3)} \quad (27)$$

Então, partindo das equações:

$$R_{rs}^{-1}(\lambda_1) - R_{rs}^{-1}(\lambda_2) \propto \frac{a_{chla}(\lambda_1) + a_{gya}(\lambda_1) - a_{agua}(\lambda_2)}{b_b} \quad (28)$$

e

$$R_{rs}(\lambda_3) \propto \frac{b_b}{a_{agua}(\lambda_3)} \quad (29)$$

Tem-se o modelo:

$$\left[R_{rs}^{-1}(\lambda_1) - R_{rs}^{-1}(\lambda_2) \right] \times R_{rs}(\lambda_3) \propto \frac{a_{chla}(\lambda_1) + a_{agua}(\lambda_1) - a_{agua}(\lambda_2)}{a_{agua}(\lambda_3)} \quad (30)$$

Constante $\rightarrow a_{agua}(\lambda_1)$, $a_{agua}(\lambda_2)$ e $a_{agua}(\lambda_3)$

$$\left[R_{rs}^{-1}(\lambda_1) - R_{rs}^{-1}(\lambda_2) \right] \times R_{rs}(\lambda_3) \propto a_{chla}(\lambda_1) \quad (31)$$

Assim, selecionando três regiões espectrais apropriadas λ_1 , λ_2 e λ_3 , é possível isolar o coeficiente de absorção da Cla-a em λ_1 a partir dos dados de sensoriamento remoto. Portanto, pode-se usar a lei de Beer para relacionar a concentração com a função $\left[R_{rs}^{-1}(\lambda_1) - R_{rs}^{-1}(\lambda_2) \right] \times R_{rs}(\lambda_3)$.

3.5.4 Aplicações dos modelos

Os modelos bio-ópticos usando os dados de sensoriamento remoto são desenvolvidos e aplicados principalmente para as águas opticamente complexas, caso II. São influenciadas não apenas pelo fitoplâncton, mas também, por outras substâncias opticamente ativas, partículas orgânicas e inorgânicas (MOREL; PRIEUR, 1977 GORDON, et al., 1988). Estes modelos buscam estimar uma medida do efeito total dos processos que ocorrem dentro do sistema aquático envolvendo as propriedades opticamente ativas.

Zimba e Gitelson (2006) usaram os modelos propostos por Dall’Olmo e Gitelson (2005) para a estimativa remota da concentração de clorofila em sistemas aquáticos hiper-eutróficos na região de Greenville, Mississippi, Estados Unidos. As regiões ajustadas do modelo, onde a precisão foi otimizada para os modelos de duas e três bandas foram:

$$\left[R_{rs}^{-1}(\lambda_{650}) \right] \times R_{rs}(\lambda_{714}) \propto a_{chl a}(\lambda_{650}) \quad \left[R_{rs}^{-1}(\lambda_{650}) - R_{rs}^{-1}(\lambda_{710}) \right] \times R_{rs}(\lambda_{740}) \propto a_{chl a}(\lambda_{650}),$$

respectivamente.

Gitelson et al., (2007) usaram os modelos de três e duas bandas para a estimativa remota das concentrações de clorofila-a em águas de estuários de Chesapeake Bay, Norfolk, Maryland, Estados Unidos. As regiões do modelo de três bandas foram $\left[R_{rs}^{-1}(\lambda_{675}) - R_{rs}^{-1}(\lambda_{685}) \right] \times R_{rs}(\lambda_{730}) \propto a_{chl a}(\lambda_{650})$, respondendo por 81% de variação das concentrações de clorofila-a e com a raiz do erro quadrático médio (REQM) inferior a 7,9 mg m⁻³, usando os dados obtidos com o espectrorradiômetro. Já usando as bandas do sensor MERIS (Medium Resolution Imaging Spectrometer) e o modelo de três bandas, o erro foi de 9,1 mg m⁻³, enquanto o modelo de duas bandas responderam por 79% da variabilidade de clorofila e com RMSE de 8,4 mg m⁻³. Os autores concluíram que, usando o modelo de duas bandas com as faixas dos sensores SeaWiFS e MODIS 667 nm e 748 nm, pode-se estimar concentrações de clorofila-a com RMSE em torno de 11 mg m⁻³.

Gitelson et al. (2009) aplicaram os modelos de três e de duas bandas usando imagens de satélites dos sensores MERIS e MODIS, respectivamente. O modelo de três bandas, usando faixas de ondas em torno de 670, 710 e 750 nm, explicou mais de 89% da variação das concentrações de clorofila com concentrações de clorofila-a variando de 2 a 20 mg m⁻³ e pode ser usado para estimar as concentrações de clorofila-a com um erro (RMSE) em torno de 1,65 mg m⁻³. O modelo de duas bandas usando as imagens do sensor MODIS foi capaz de estimar as concentrações de clorofila-a com RMSE de 7,5 mg m⁻³ para concentrações de clorofila-a variando de 2 a 50 mg m⁻³. Já usando imagens do sensor MERIS com o modelo de três bandas explicou 93% da variação das concentrações de clorofila-a e com RMSE de 5,1 mg m⁻³ para as concentrações de clorofila-a variando de 2 a 50 mg m⁻³, e um RMSE de 1,7 mg m⁻³ para concentrações de clorofila-a variando de 2 a 20 mg m⁻³. As imagens MERIS e MODIS podem ser usadas, desde que seja feita a correção atmosférica para monitorar quantitativamente clorofila-a no caso das águas do tipo 2.

Yacobi et al. (2011) usaram os modelos de três e duas bandas baseado nas regiões espectrais do vermelho e infravermelho próximo para a estimativa das concentrações de clorofila-a em águas mesotróficas do lago de Kinneret, Israel. As concentrações de Cla-a

variaram 4 a 21 mg m⁻³. Para o modelo de três bandas as regiões espectrais foram $[R_{rs}^{-1}(\lambda_{665}) - R_{rs}^{-1}(\lambda_{708})] \times R_{rs}(\lambda_{753}) \propto a_{chl a}(\lambda_{665})$ com coeficiente de determinação (R^2) de 0,934. Os autores também testaram um modelo de duas bandas sem reparametrização e o mesmo estimou as concentrações de clorofila-a com um erro quadrático médio de 1,5 mg m⁻³.

Gitelson et al (2011) usaram um modelo de três bandas e imagens hiperespectrais (HICO - Hyperspectral Imager for the Coastal Ocean) em águas turvas e produtivas do mar de Azov, Rússia. As concentrações de clorofila-a determinadas nas amostras de água coletadas variaram de 19,67 a 93,14 mg m⁻³. Os comprimentos de onda 684, 700 e 720 nm explicaram mais de 85% da variação das concentrações de clorofila-a, com o erro quadrático médio abaixo de 10 mg m⁻³.

Moses et al. (2012) aplicaram algoritmos de duas e três bandas, baseados nas regiões do vermelho e do infravermelho próximo, para a estimativas das concentrações de clorofila-a em águas costeiras do Mar de Azov, usando imagens MERIS, com um erro absoluto médio de 4,32 mg m⁻³ e 4,71 mg m⁻³, respectivamente, com as concentrações de clorofila-a variando de 1,09 mg m⁻³ a 107,82 mg m⁻³.

3.6 Análise multivariada de dados

De modo geral, a análise multivariada refere-se a todos os métodos estatísticos que simultaneamente analisam múltiplas medidas sobre cada indivíduo ou objeto investigado. Qualquer análise simultânea de mais de duas variáveis, de certo modo, pode ser considerada análise multivariada (HAIR JÚNIOR et al, 2005). A necessidade de entender o relacionamento entre as diversas variáveis aleatórias faz da análise multivariada uma metodologia com grande potencial de aplicação na área de recursos naturais (JOHNSON; WICHERN, 1988).

Intuitivamente o ser humano tende a analisar as variáveis de um fenômeno qualquer isoladamente e a partir desta análise fazer inferências sobre a realidade. Esta simplificação tem vantagens e desvantagens. Quando um fenômeno depende de muitas variáveis, geralmente este tipo de análise é falho, sendo necessário conhecer a totalidade destas informações fornecida pelo conjunto das variáveis (KACHIGAN, 1982).

3.6.1 Análise fatorial/componente principal

Existem vários métodos de análise fatorial, cada um com fundamentação teórica e faixas de aplicabilidade específicas. Quando se tem por objetivo verificar de que forma as amostras se relacionam, bem como a redução da dimensionalidade do problema, utiliza-se o método da análise das componentes principais (ACP).

A análise de componentes principais é uma técnica de redução da dimensionalidade que permite projetar o máximo de informação no menor número possível de dimensões não correlacionadas, facilitando o manuseio e a compreensão do fenômeno, sem perda significativa de informação.

O desenvolvimento desta técnica teve início com Karl Person, em 1901, e foi inserida na estatística matemática por Harold Hotelling, em 1933 (LEBART et al., 1995), e atualmente é utilizada no campo da sociologia, medicina, tecnologia de alimentos, educação, economia, agronomia, limnologia e hidrologia (SHOJI; YAMANOTE; NAKAMURA, 1966; POSSOLI, 1984; VIDAL et al., 2000; BRESSAN; BERAQUET; LEMOS, 2001; SILVEIRA; ANDRADE, 2002; LOPES et al, 2009), dentre outros.

A análise de componentes principais tem a finalidade de substituir um conjunto de variáveis correlacionadas por um conjunto de novas variáveis não-correlacionadas, sendo essas combinações lineares das variáveis iniciais e colocadas em ordem decrescente por suas variâncias, ou seja: $VAR\ CP1 > VAR\ CP2 > VAR\ CPn$ (VERDINELLI, 1980).

A primeira componente principal explica o máximo possível da variância total contida nos dados em uma única dimensão. A segunda componente explica o máximo da variância restante entre todas as componentes não correlacionadas com a primeira componente. Já a terceira não é correlacionada com as duas primeiras, e explica o máximo de variância restante entre todas as componentes não correlacionadas com as duas primeiras. As componentes seguintes explicam, sempre, o restante da correlação entre os elementos não correlacionados com as componentes principais anteriores. Esta relação segue até se obter um número de componentes iguais ao número de variáveis.

Geometricamente, as componentes principais representam um novo sistema de coordenadas obtidas por uma rotação do sistema original, que fornece as direções de máxima variabilidade e proporciona uma descrição mais eficiente e simples da estrutura de covariância dos dados (SCREMIN, 2003).

A coordenada de uma variável ao longo de um eixo é o coeficiente de correlação entre essa variável e o fator (saturação). O quadrado de sua coordenada é igual à qualidade da representação de uma variável e é proporcional à sua contribuição à inércia do eixo. A

interpretação do fator fundamenta-se na síntese das variáveis mais ligadas (com maior coeficiente de correlação) ao eixo (JOLLIFE, 1986).

Segundo Hawkins (1974), em muitos casos, para a detecção de erros, a utilização de análise de componentes principais poderá ser tão eficiente quanto a utilização de dados originais, principalmente porque os vetores estarão expressando o comportamento conjunto das variáveis em estudo.

A ACP é uma técnica de análise de fator, podendo ser utilizada sempre sem correlação nas combinações lineares das variáveis observadas. O que se faz é transformar um par de variáveis correlatas em um par de fatores sem correlação (componentes principais), auxiliando a decidir quantos deles são necessários para representar os dados e para examinar a percentagem de variância total explicada por cada fator. A variância total é a soma da variância de cada variável, e é representada pelos autovalores (SILVEIRA, 2000). Existem vários procedimentos para determinar o número de fatores para ser usados em um modelo. Porém, o critério mais aceito pela comunidade científica é aquele que apenas fatores com variância maior que um, e autovalores maiores que um, sejam incluídos (HAIR JÚNIOR et al., 2005).

Na região central da Espanha, Helena et al. (2000) utilizaram a análise das componentes principais na avaliação temporal da composição do aquífero aluvial do rio Pisuerga. Foram analisadas 16 variáveis físico-químicas e, com a aplicação da análise das componentes principais, foram identificados cinco componentes principais, que explicaram 71,39 % da variabilidade total dos dados, sendo duas destas componentes (CP₁ e CP₄) associadas à mineralização das águas e as outras três à poluição.

Na região nordeste da Grécia, Simeonov et al. (2003) estudaram a qualidade das águas superficiais durante 3 anos (fevereiro de 1997 a janeiro de 2000). Foram analisadas 26 variáveis. Com a ACP foram extraídos seis fatores responsáveis, que explicaram 89,5% da variância total dos dados. A primeira componente conteve 22,1% da variância, a segunda componente, 19,8%, e as componentes CP₃, CP₄, CP₅ e CP₆, explicaram, respectivamente, 15,5; 13,0; 10,9; e 8,2% da variação total dos dados.

Com o propósito de avaliar a qualidade das águas para a parte baixa da bacia hidrográfica do rio Trussu, localizada no município de Iguatu, Ceará, Palácio (2004) desenvolveu um índice de qualidade de água, utilizando a técnica da análise da componente principal. O estudo considerou variáveis físico-químicas, e a técnica da análise da componente principal (ACP) foi aplicada com o objetivo de selecionar as mais significativas

para a variabilidade total dos dados. A ACP proporcionou a redução de 13 variáveis para duas componentes que explicaram 84,44% da variância total.

Singh et al. (2005) usaram técnicas de estatística multivariada para avaliação da qualidade de água e identificação das fontes de poluição do rio Gomti (Índia). Foram analisados 33 parâmetros e o modelo aplicado mostrou que os parâmetros responsáveis pelas variações de qualidade da água foram os relacionados principalmente aos traços de metais (lixiviação do solo e dos depósitos de resíduos industriais), sais solúveis (naturais), poluição orgânica e nutrientes (antropogênicos).

Para identificar os fatores determinantes (naturais e antrópicos) da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú, Ceará, Brasil, Andrade et al. (2007b) utilizaram a análise estatística multivariada, Análise Fatorial/Análise da Componente Principal(AF/ACP). Foram realizadas coletas trimestrais de amostras de água durante o período de fevereiro de 2003 a março de 2004, em seis pontos localizados em áreas de influência de maior densidade urbana e de drenagem de perímetros irrigados. O emprego da AF/ACP promoveu a redução de 16 características das águas superficiais da bacia do rio Acaraú para três componentes, que explicam 88% da variância total. Os parâmetros indicadores da qualidade das águas na bacia do Alto Acaraú foram relacionados, principalmente, com a solubilidade dos sais (ação natural), com nutrientes e transporte de sedimentos (ação antrópica), sendo o principal fator a geologia da região. A poluição difusa, gerada nos núcleos urbanos e em atividades agropecuárias, apresentou-se como o segundo fator determinante da qualidade das águas superficiais na área em estudo.

Analizando a qualidade das águas do trecho perenizado do rio Jaibaras, Ceará, Girão et al. (2007) aplicaram a técnica de estatística multivariada (AF/ACP) para verificar os fatores e as variáveis de maior significância. Foram consideradas 13 variáveis. Observaram por meio da AF/ACP que no início do trecho perenizado, a qualidade da água relaciona-se com três fatores, explicando 80% da variância total. Na confluência do rio Jaibaras com o rio Acaraú, dois fatores explicaram 81% da variância total dos dados.

Com o objetivo de identificar a origem dos fatores que determinam a qualidade das águas na parte baixa da Bacia do Acaraú, Andrade et al. (2007a) aplicaram o modelo de estatística multivariada – AF/ACP (Análise Fatorial/Análise da Componente Principal). A técnica da AF/ACP permitiu a seleção de quatro componentes indicadoras da qualidade das águas superficiais, explicando 82,1% da variância total. As variações da qualidade da água foram definidas por um grupo de sólidos (representando o processo de erosão e escoamento superficial), por um grupo de nutrientes (influência de fontes de poluição difusa, como

drenagem das áreas agrícolas), por um grupo orgânico (indicativo da ação antrópica) e um grupo de sais solúveis (processo natural).

Palácio et al. (2008), estudando a qualidade das águas do trecho perenizado do rio Trussu, localizado no município de Iguatu, Ceará, usaram a ACP para avaliar e interpretar um grande conjunto de dados de qualidade da água e identificar as fontes de poluição, com vista a obter uma melhor informação sobre a qualidade da água. CP₁ explicou 48,36% da variância dos dados e foi associada principalmente com o sódio, condutividade elétrica, cloreto de magnésio, sulfato e carbonato de hidrogênio. CP₂ (15,91% da variância) foi dominada por contaminação orgânica na água (NO₃-N e NH₄-N), sugerindo atividades antrópicas. Já a CP₃ foi relacionada com os efeitos causados na água por fontes de poluentes não pontuais, tais como o escoamento agrícola (pH e PO₄). Esse estudo sugere que a técnica CP é uma ferramenta útil para a identificação de importantes parâmetros de monitoramento da superfície da qualidade da água.

Para identificar a similaridade dos reservatórios superficiais do Ceará, com relação à salinidade das águas e identificar os fatores determinantes da qualidade das águas, Palácio et al. (2011) aplicaram técnicas de estatística multivariada. O emprego da análise de fator/análise de componente principal promoveu a redução de sete características das águas superficiais, para dois componentes, sendo que o primeiro componente explicou 57,28% e o segundo, 26,77% da variância contida nas sete variáveis.

3.6.2 Análise de agrupamento

É um método de análise multivariada usado para classificar objetos em categorias de similaridade (*cluster analysis*). Essa técnica considera um conjunto inicial de variáveis aos quais são associadas medidas de várias grandezas, denominadas variáveis classificatórias. Essas grandezas são utilizadas para se definir grupos de objetos similares em relação aos valores assumidos por essas variáveis (EVERITT, 1993).

De acordo com Hair Júnior et al. (2005) a análise de agrupamento consiste de uma técnica multivariada cuja finalidade primária é agregar objetos com base nas características semelhantes que eles possuem, de modo que cada objeto seja muito semelhante aos outros no agrupamento em relação a algum critério de seleção predeterminado. Os agrupamentos resultantes de objetos devem então exibir elevada homogeneidade interna (dentro dos agrupamentos) e elevada heterogeneidade externa (entre agrupamentos).

De acordo com Aquino (2007), na análise de agrupamento é fundamental a definição de uma medida de similaridade ou de distância entre os grupos a serem constituídos.

Outro ponto que não pode ser esquecido por ocasião da definição de grupos homogêneos é que a similaridade entre as variáveis é extremamente dependente da escala e das unidades em que as mesmas são expressas (ANDRADE, 1997).

Quando se aplica análise de agrupamento com o propósito de se gerar a homogeneização entre pontos de água superficiais, é muito importante a escolha da medida de similaridade, do algoritmo a ser usado e do número de agrupamento a ser formado (HAIR JÚNIOR et al., 2005).

Para identificar a similaridade de variáveis determinantes da qualidade das águas do trecho perenizado da bacia do Curu, Ceará, durante a estação seca e chuvosa, Palácio et al. (2009) aplicaram análise multivariada. Foram analisados 13 atributos a partir dos quais quatro grupos homogêneos foram identificados. Os valores da RAS (Razão de Adsorção de Sódio) definiram a dissimilaridade do grupo 1 em relação aos demais; já o grupo 2 foi definido por nitrato e fósforo; enquanto que os valores da Condutividade Elétrica (CE) e da RAS, os íons sódio e o cloreto determinaram a dissimilaridade entre os grupos 3 e 4. Embora as águas da área apresentassem inadequadas ao consumo humano, $CE > 0,5 \text{ dS m}^{-1}$, o cloreto e o sódio não representaram riscos à saúde humana. Com relação aos parâmetros determinantes para irrigação, em apenas um grupo a salinidade apresentou restrição ligeira a moderada, enquanto a RAS apresentou a mesma restrição em todos os grupos.

Moura et al. (2010) utilizaram a análise de agrupamento hierárquico para avaliar a qualidade da água da bacia do Gama, no Distrito Federal. Foram determinados 24 parâmetros. A análise de agrupamento reuniu os parâmetros mais semelhantes em grupos e permitiu verificar a similaridade entre as variáveis estudadas, agrupando-as em três grupos: indicadores geoquímicos de rochas e solos, indicadores de qualidade de água e um misto dos dois indicadores.

Menció e Mas-Pla (2008) usaram análise de agrupamento em conjunto com a análise das componentes principais para determinar a origem da água subperficial e a influência de águas subterrâneas e residuárias nas mesmas. Seus resultados mostraram que o uso conjunto dos dois tipos de análise subsidiam com sucesso tais estudos hidrológicos. Além disso, esta análise conjunta tornou possível observar a importância da interação entre córregos e aquíferos em bacias antropizadas no Mediterrâneo.

Zhao e Cui (2009) utilizaram análise de agrupamento e análise fatorial a fim de avaliar as características da qualidade de águas superficiais do reservatório Yuqiao, China. Os resultados da análise de agrupamento demonstraram que os meses de um ano foram divididos em 3 grupos cujas características corroboram com as características sazonais no norte da

China. Três fatores foram derivados a partir dos grupos usando análise fatorial: o fator 1 relacionou-se às atividades antrópicas; o fator 2 relacionou-se às características naturais de águas de superfície, enquanto o fator 3 incluiu parâmetros afetados pelas atividades minerais e agrícolas.

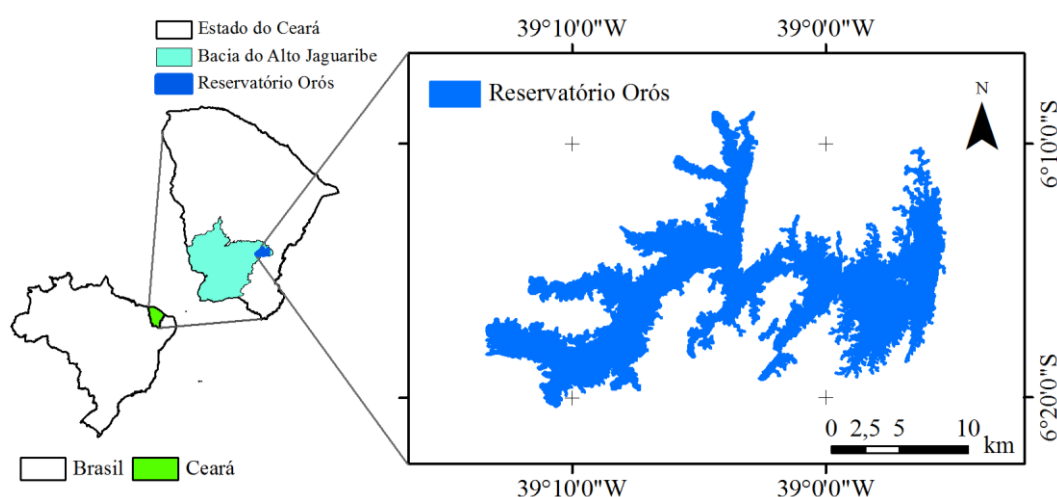
Tanriverdi e Demirkiran (2010), estudando a qualidade da água de superfície da bacia do rio Ceyhan, Turquia, aplicaram técnicas estatísticas multivariadas para avaliar 13 parâmetros físico-químicos obtidos em 31 estações durante 3 meses. As estações foram divididas em três grupos similares pela análise de agrupamento. Os resultados mostraram que atividades antrópicas exercem efeitos significativos na qualidade da água no rio. As estações localizadas nas proximidades das cidades foram fortemente influenciadas por águas residuais domésticas e apresentaram as maiores concentrações de nutrientes. Outras estações foram influenciadas especialmente por instalações agrícolas, no entanto, este tipo de pressão foi menos poluente do que a industrial.

4 ÁREA DE ESTUDO

4.1 Caracterização geral e localização geográfica

A área de estudo corresponde ao açude Orós, o principal reservatório da bacia do Alto Jaguaribe, região Sul do Estado do Ceará (Figura 22). A barragem do reservatório foi projetada e concluída, em 1961, pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas - DNOCS, com a finalidade de tornar perene o fluxo do rio Jaguaribe visando o abastecimento da população, o desenvolvimento da agricultura irrigada e da piscicultura; o turismo e o aproveitamento hidrelétrico (DNOCS, 2011).

Figura 22 - Localização do açude Orós na bacia do Alto Jaguaribe, Estado do Ceará



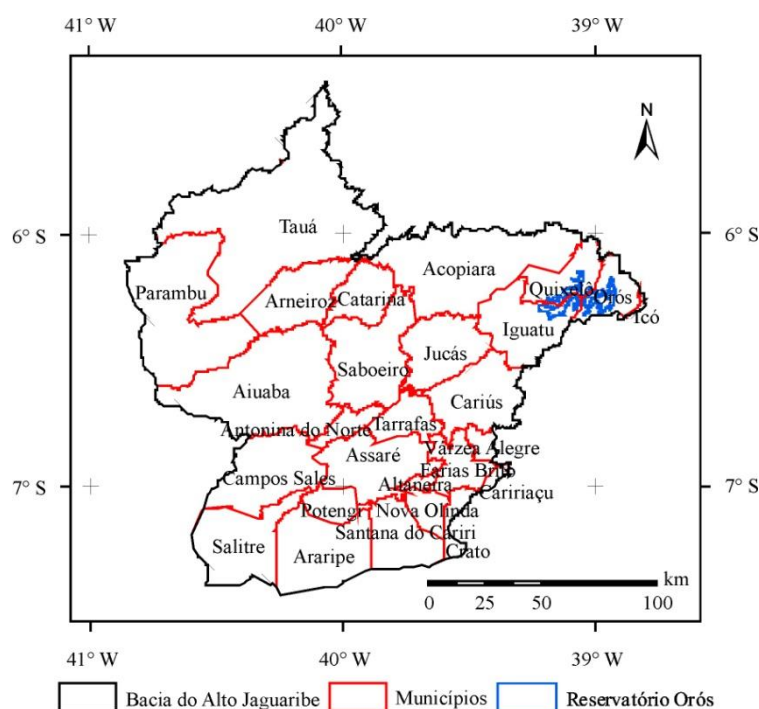
Fonte: Elaborada pelo autor.

A bacia do Alto Jaguaribe está situada entre os paralelos 5°23' e 7°30' ao Sul do Equador e os meridianos 39°00' e 40°53' a Oeste de Greenwich. A bacia limita-se a Oeste com o Estado do Piauí e ao Sul com o Estado de Pernambuco e, das cinco sub-bacias que compõem a bacia do rio Jaguaribe (Alto, Médio e Baixo Jaguaribe, Banabuiú e Salgado) é a que possui maior região hidrográfica sendo, também, a maior do Estado.

A bacia do Alto Jaguaribe compreende uma área aproximada de 24.628 km² e sua rede de drenagem se caracteriza por rios intermitentes, sendo os principais afluentes os rios Cariús e Bastiões, na margem direita, e o riacho Carrapateiras e o rio Trussu, na margem esquerda.

Dos 27 (vinte e sete) municípios pertencentes a esta bacia (Figura 23), 23 estão integralmente nela inseridos (Acopiara, Aiuaba, Altaneira, Antonina do Norte, Araripe, Arneiroz, Assaré, Catarina, Campos Sales, Cariús, Farias Brito, Iguatu, Jucás, Nova Olinda, Orós, Parambu, Potengi, Quixelô, Saboeiro, Salitre, Santana do Cariri, Tarrafas e Tauá) e 4 deles têm apenas parte de seu território nela contidos (Caririaçu (9,90%), Crato (18,31%), Icó (1,61%) e Várzea Alegre (18,57%)).

Figura 23 - Municípios integrantes da bacia do Alto Jaguaribe, Ceará



Fonte: Elaborada pelo autor.

4.2 Caracterização fisiográfica

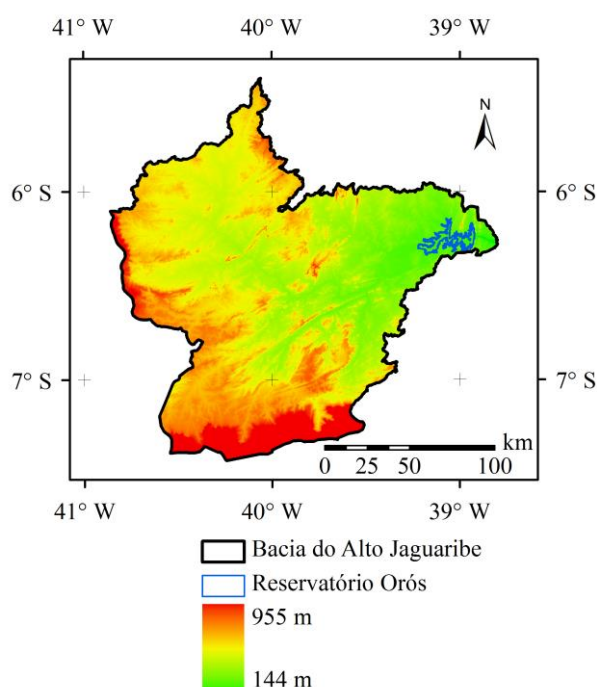
4.2.1 Geologia

Geologicamente a bacia do Alto Jaguaribe é formada por rochas do embasamento cristalino pré-cambriano (81,28%), representado por gnaisses e migmatitos diversos, quartzitos e metacalcários, associados a rochas plutônicas e metaplutônicas de composição predominantemente granítica. Sobre esse substrato repousam depósitos sedimentares (18,72%) como os da Bacia Sedimentar do Araripe constituída por arenitos, conglomerados, siltitos, folhelhos, calcários, margas e gipsita (RADAMBRASIL, 1981). Devido ao embasamento cristalino, a quantidade de água armazenada em seu subsolo é limitada e contribui para o aumento do escoamento e da evaporação da água que nele se precipita.

4.2.2 Relevo

O mapa de altitude da bacia em estudo foi gerado a partir dos dados do Shuttle Radar Topography Mission - SRTM (NASA, 2006). Observa-se que a mesma varia de 144 a 955 m. Na região, o relevo é representado por planaltos e chapadas, além das depressões. As maiores altitudes correspondem às duas unidades geomorfológicas presentes na área: o Planalto Sertanejo, onde está inserida a Chapada do Araripe (região Sul da bacia) e os Planaltos Residuais que são formados por cristas remanescentes no interior da bacia (Figura 24).

Figura 24 - Altitude para a bacia do Alto Jaguaribe no Estado do Ceará



Fonte: Elaborada pelo autor.

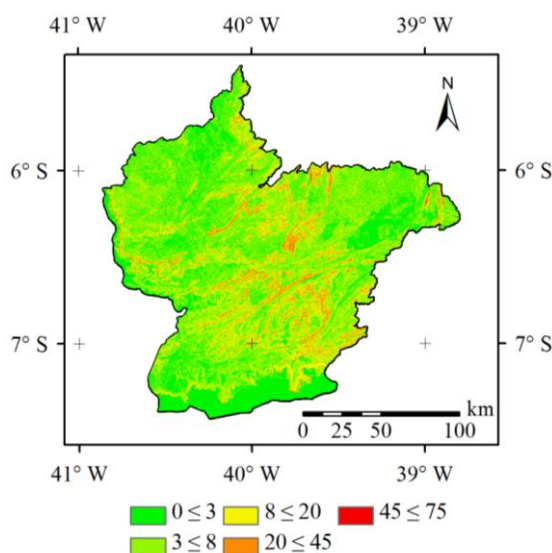
De um modo geral, a área apresenta superfícies de aplainamentos, áreas de depósitos e relevos conservados. A declividade da bacia, obtida a partir do modelo digital de elevação do terreno, varia de 0 a 74,84%.

A classificação das declividades, realizada conforme sugerido pela Embrapa (1999), mostra que 32,09% de toda a área da bacia apresentam declividade variando de 0–3%, o que se enquadra como relevo plano; 44,43% da área apresentam declividade variando de 3–8%, classificado como suave ondulado; 18,86% da área da bacia apresentam declividade de 8–20%, classificado como ondulado, e 4,50% da área apresentam declividade de 20–45%

sendo classificado como forte ondulado; enquanto apenas 0,12% apresentam declividade variando de 45–75%, o que se enquadra como relevo montanhoso (Figura 25).

Verifica-se que 76,52% da área total da bacia do Alto Jaguaribe são classificados como plano e suave ondulado, com declividade variando de 0 a 8%.

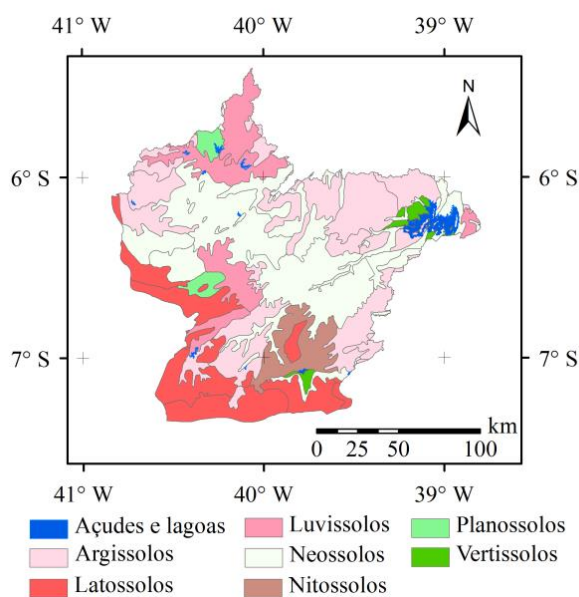
Figura 25 - Declividade em porcentagem para a bacia do Alto Jaguaribe, Estado do Ceará



Fonte: Elaborada pelo autor.

4.2.3 Solos

De acordo com a base de Jacomine et al. (1973) e com a atualização da nomenclatura conforme EMPRAPA (1999), a bacia do Alto Jaguaribe apresenta sete classes de solos: Argissolos, Latossolos, Luvisolos, Vertissolos, Neossolos, Nitossolos, e Planossolos (Figura 26). Observa-se que os Neossolos juntamente com os Argissolos são predominantes na área com, respectivamente, 31,9 % e 29,06 % da bacia (Tabela 3).

Figura 26 - Mapa de solos da bacia do Alto Jaguaribe

Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 3 - Distribuição percentual das classes de solo da bacia do Alto Jaguaribe

Classe de solo	(%)
Açudes e lagoas	1,41
Argissolos	29,06
Luvisolos	17,05
Vertissolos	1,03
Neossolos	31,90
Nitossolos	3,12
Planossolos	1,37
Latossolos	15,06

Fonte: Elaborada pelo autor.

Os Neossolos são constituídos por material mineral ou material orgânico com menos de 20 cm de espessura, são moderados a acentuadamente drenados e bastante suscetíveis à erosão. Com espessura pequena, apresentam-se ao lado de superfícies com afloramentos ou de bastante pedregosidade. Os Neossolos flúvicos que aparecem na área restrita a um trecho à montante do açude Orós, constituem-se de solos formados a partir de depósitos de sedimentos fluviais não consolidados, de granulometria muito variada, de profundidade variando de moderadamente profundo a muito profundo. Eles ocorrem às

margens e nas várzeas dos principais cursos d'água da área (JACOMINE et al., 1973; EMPRAPA, 1999).

Os Argissolos apresentam textura predominantemente argilosa, profundidade variável, apresentando drenagem de forte a imperfeita, com cores avermelhadas ou amareladas e ocorrência em todos os tipos de relevo.

Os Luvisolos variam de bem a imperfeitamente drenados, sendo normalmente pouco profundos (60 a 120 cm) enquanto que os Luvisolos crômicos, presentes na área, são argilosos e, de modo geral, rasos, apresentando-se com frequência ao lado de afloramentos rochosos ou com pedregosidade superficial. São solos muito suscetíveis à erosão.

Os Latossolos são solos em avançado estágio de intemperização, muito evoluídos, profundos e variam de forte a bem drenados. A diferenciação entre a coloração vermelho-amarelo e vermelho-escuro dos Latossolos é dada pela presença de ferro na segunda classe de solos. Em ambos ocorrem siltes e argilas, numa proporção mais equilibrada nos vermelho-escuros. Estão relacionados a relevos planos e suave ondulados.

Os Nitossolos apresentam textura argilosa a muito argilosa e geralmente estão presentes em relevos de ondulação suave a forte ondulado.

Os Planossolos são solos minerais que tipicamente apresentam um ou mais horizontes com elevados teores de argila dispersa. Ocorrem preferencialmente em áreas de relevo plano ou suave ondulado, onde as condições ambientais e do próprio solo favorecem a vigência periódica de excesso de água, mesmo que de curta duração.

Na bacia existem ainda manchas de Vertissolos hidromórficos, próximas ao açude Orós e à base da Chapada do Araripe. Esses solos têm composição granulométrica argilosa a muito argilosa. As argilas presentes nesse tipo de solo são, em sua maioria, do grupo das montmorilonitas, que se caracterizam pela expansibilidade, resultando em fendilamentos quando secos, o que conduz a um tipo de material muito erodível.

4.2.4 Uso e ocupação do solo

O uso e ocupação do solo da bacia do Alto Jaguaribe apresentam as seguintes classes: caatinga densa, caatinga arbustiva, mata ciliar, macrófitas associadas a sedimentos, açudes, áreas antropizadas, área agrícola, área irrigada, solo exposto e área urbana (Tabela 4).

A caatinga arbórea densa engloba a vegetação de porte arbóreo baixo, com árvores em torno de 8 a 10 metros, densamente distribuídas. São espécies localmente conhecidas como juazeiro, cumaru, pereiro, pau d'arco, angico, mororó, catingueira, jucá, etc. Nas regiões de serra e em trechos de jusante, onde as condições climáticas são mais

favoráveis, a vegetação é mais exuberante, predominando a carnaúba e a oiticica (CREUTZFELDT, 2006).

A classe caatinga arbustiva engloba a vegetação herbácea arbustiva de porte baixo a médio, formação exclusiva das áreas pediplanadas nordestinas, compostas de árvores de alturas variáveis, esparsamente distribuídas, com composição florística simples (DRUMOND et al., 2000). Corresponde à classe de vegetação natural de maior ocorrência na região. De maneira geral esta é a classe de maior vulnerabilidade a atuação antrópica.

Tabela 4 - Uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe

Segmento de Uso	Área (km ²)	(%)
Área irrigada	28,27	0,11
Caatinga densa	6.477,59	26,30
Caatinga arbustiva	10.738,44	43,60
Açudes	259,49	1,05
Área agrícola	1.785,59	7,25
Solo exposto	295,70	1,24
Área antropizada	4.560,43	18,51
Macrófitas	6,92	0,02
Mata ciliar	457,34	1,85
Área urbana	18,23	0,07
Total	24.628	-

Fonte: COGERH, (2011).

As matas ciliares consistem na vegetação ciliar ou de várzea que se localizam principalmente ao longo dos cursos d'água. Ela representa um importante indicador da disponibilidade de água do sistema de drenagem natural. O porte da vegetação pode variar de herbáceo a herbáceo arbóreo. Essa classe também ocorre, em menor proporção, em regiões baixas temporariamente alagáveis.

Na classe açudes, ou espelhos d'água, estão inseridos os corpos d'água, rios e açudes presentes na região. A classe macrófitas ocorre em determinadas áreas da bacia, em lagoas e reservatórios ou açudes artificiais. Sua ocorrência pode ser utilizada como indicador do aporte de nutrientes e sedimentos para o curso d'água, decorrentes tanto da contribuição de águas residuárias de centros urbanos como de nutrientes utilizados nas culturas agrícolas.

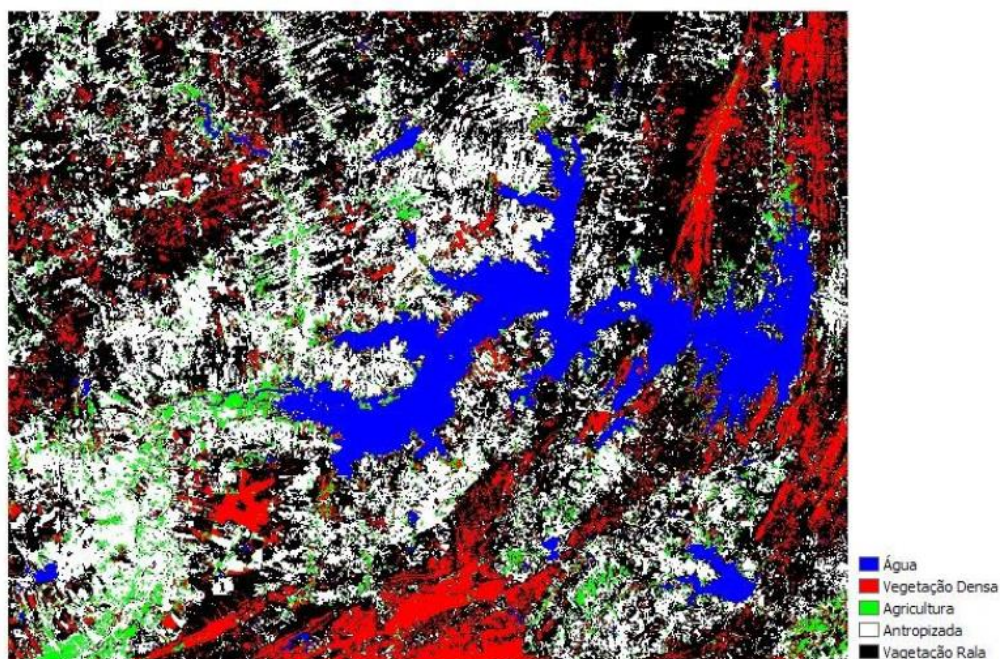
A classe culturas agrícolas corresponde às áreas utilizadas para a agricultura de cultura cíclica. Já a classe culturas irrigadas corresponde às áreas de cultura agrícola de caráter geralmente permanente e se localizam principalmente ao longo dos rios de maior porte, como o próprio rio Jaguaribe.

Na classe solo exposto estão inseridas as áreas de solo descoberto de uso padronizado ou definitivo. Estão incluídas as áreas de mineração e as formações de afloramentos rochosos cobertos por vegetação herbácea.

As áreas antropizadas são aquelas nas quais houve remoção da cobertura vegetal natural para diferentes tipos de ocupação ou uso do solo. Nesta classe estão inseridas as áreas de culturas abandonadas ou desestruturadas, muito comuns na região e que expressam a dinâmica de ocupação e migração, principalmente dos pequenos produtores. Estão também inseridas as grandes extensões de áreas alteradas pelo uso da pecuária e as áreas de expansão urbana que não apresentam um padrão de ocupação organizado. Já as áreas urbanas englobam as urbanizadas mais estruturadas, como as cidades.

Na Figura 27 verifica-se o mapa temático de classificação de uso e ocupação do solo para a bacia hidráulica em torno do reservatório Orós, Ceará. De acordo com Arraes (2010) a área total de estudo em torno do reservatório é 1.996,898 km². A classe vegetação rala, apresenta área de 908,6 km², correspondendo a 45,44% do total da área. A classe água apresenta um valor correspondente a aproximadamente 10% (192,1 km²) da área total. O mapa mostra que 26,94% da área investigada foi classificada como área antropizada (esta classe abrange as áreas onde não há cobertura vegetal, como por exemplo: áreas desmatadas, estradas, aglomerados urbanos e área de expansão urbana, áreas de culturas abandonadas ou desestruturadas, bem como aquelas para uso da pecuária e solo exposto). A classe cobertura vegetal densa corresponde a 12,43% e a classe agricultura 5,57%.

Figura 27 - Mapa de classificação de uso da terra em torno da bacia hidráulica do reservatório Orós



Fonte: Arraes (2010)

4.3 Caracterização Hidroclimatológica

4.3.1 Aspectos climáticos

De acordo com Nimer (1989) e Werner e Gerstengarbe (2003), o clima do Estado do Ceará é determinado pelos princípios básicos de circulação atmosférica no Nordeste, no qual atuam as massas de ar da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) do Atlântico Norte, a Massa Equatorial Atlântica (mEa), a Temperatura da Superfície do Mar (TSM) e os eventos *El Niño* e *La Nina*. A distribuição espacial das precipitações pluviométricas no Estado não é uniforme, ocorrendo um decréscimo significativo do litoral para o interior.

Conforme a classificação de Köppen, a bacia do Alto Jaguaribe apresenta clima do tipo BSw'h', semiárido quente com pluviosidades máximas ocorrendo no outono, e temperatura média mensal sempre superior a 18 °C (CEARÁ, 1992).

4.3.2 Precipitação

Dentre os aspectos físicos que caracterizam o semiárido, a pluviometria é considerada a variável climatológica mais importante. Como em todo o Estado do Ceará, a

característica mais marcante com relação à pluviometria na região do Alto Jaguaribe consiste muito mais na irregularidade do regime do que nos registros das alturas pluviométricas.

Os dados pluviométricos são apresentados na Tabela 5: médias mensais, os valores mínimos e máximos, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) e a média anual para três postos pluviométricos localizados na bacia do Alto Jaguaribe.

Tabela 5 - Precipitação pluviométrica para três postos localizados na bacia do Alto Jaguaribe

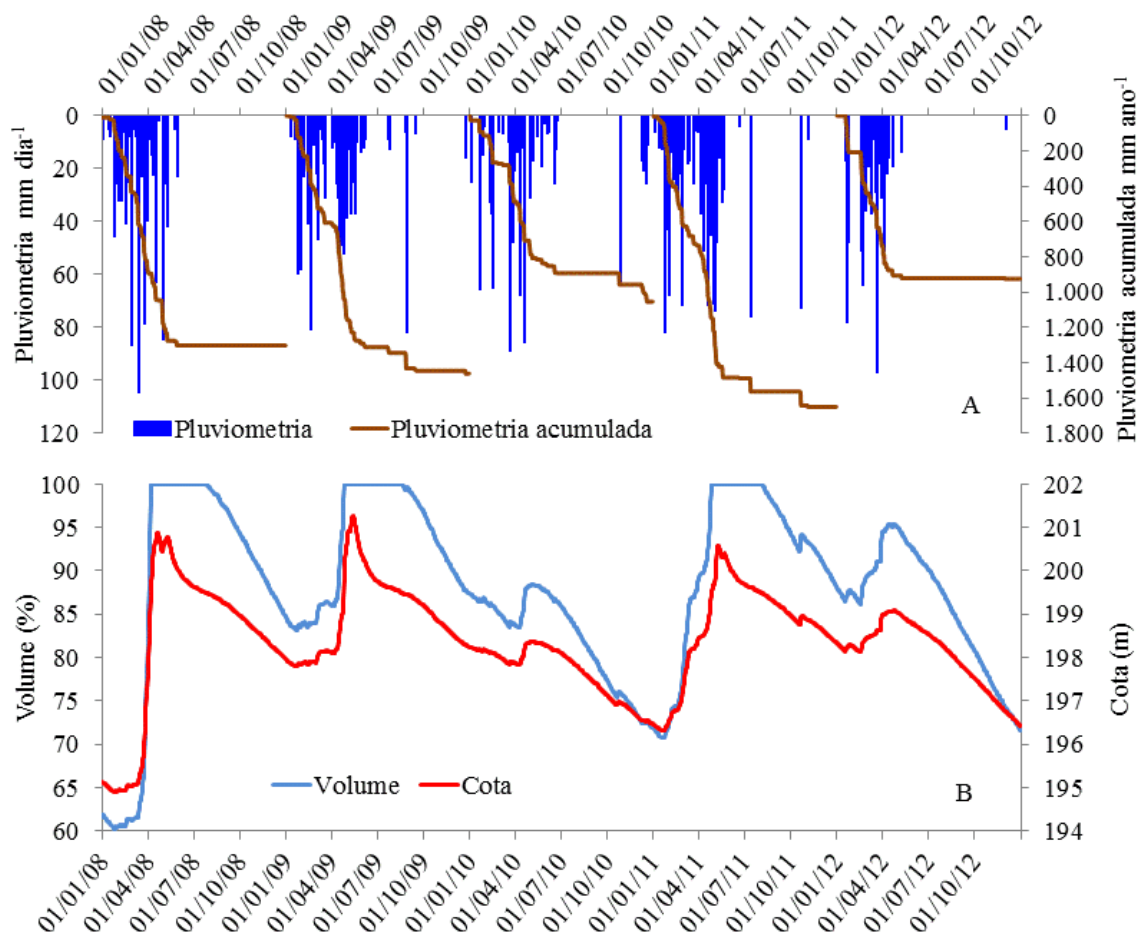
Posto de Iguatu (1974 – 2012)													
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Anual
Média (mm)	142	170	230	203	96	38	15	10	12	17	9	55	998
Mínimo (mm)	10	25	71	20	10	0	0	0	0	0	0	0	-
Máximo (mm)	412	393	499	539	271	192	148	88	98	120	65	262	-
DP (mm)	95	99	103	130	70	45	29	18	23	29	15	60	-
CV (%)	67	58	45	64	74	120	198	173	186	168	164	107	-
Posto de Quixelô (1988 – 2012)													
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Anual
Média (mm)	93	98	177	192	114	19	9	4	2	12	4	43	766
Mínimo (mm)	0	0	28	49	7	0	0	0	0	0	0	0	-
Máximo (mm)	385	236	498	611	316	94	63	41	27	83	46	253	-
DP (mm)	80	67	98	116	72	26	15	10	6	22	11	61	-
CV (%)	86	68	56	60	63	137	169	267	349	184	272	141	-
Posto de Orós (1978 – 2012)													
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Anual
Média (mm)	101	129	203	182	90	30	15	7	4	10	8	34	812
Mínimo (mm)	0	2	81	17	0	0	0	0	0	0	0	0	-
Máximo (mm)	307	444	539	505	237	226	76	33	46	108	86	219	-
DP (mm)	71	100	106	122	64	41	23	10	10	21	21	61	-
CV (%)	70	77	52	67	71	139	149	147	240	224	261	181	-

Fonte: FUNCEME, (2013)

Observa-se claramente a existência de duas estações, uma chuvosa e outra seca (Figura 28). As precipitações pluviométricas concentram-se no primeiro semestre, principalmente entre os meses de fevereiro a maio. Os menores valores das precipitações pluviais mensais ocorrem no trimestre de julho a setembro, os quais, em termos médios, giram

em torno de 10 mm. O total precipitado em mm ano⁻¹ foi de 1.303,5; 1.462,0; 1.054,0; 1.651,5 e 925,0 para os anos de 2008, 2009, 2010, 2011 e 2012, respectivamente (Figura 28a).

Figura 28 - Pluviometria para o posto de Iguatu (FUNCME, 2013), localizado a montante do reservatório Orós (A) e cota x volume (COGERH, 2013) para o reservatório Orós (B) para os anos de 2008 a 2012



Fonte: Elaborada pelo autor.

Ainda de acordo com a Figura 28b, verifica-se o volume do reservatório Orós e a respectiva cota. Observa-se que para os anos de 2008, 2009 e 2011, o mesmo, atingiu sua capacidade máxima de armazenamento de água. Já para os anos de 2010 e 2012, o reservatório não atingiu o volume máximo de acumulação de água.

4.3.3 Dados climatológicos

Os dados de temperatura média (°C), máxima (°C) e mínima (°C), umidade relativa (%) e insolação total (h mês⁻¹) para três estações meteorológicas localizadas na bacia do Alto Jaguaribe, são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Dados Climatológicos para três estações meteorológicas na bacia do Alto Jaguaribe

Campos Sales (1961 – 1998)					
Mês	T máx (°C)	T mín (°C)	T média (°C)	UR (%)	Insolação (h mês ⁻¹)
JAN	30,8	20,7	24,9	66,0	186
FEV	30,3	20,4	24,5	73,0	157
MAR	29,3	20,3	23,3	80,0	175
ABR	29,8	19,7	23,8	75,0	194
MAI	29,4	19,2	23,6	67,0	237
JUN	29,5	18,2	23,0	62,0	252
JUL	28,8	18,7	23,4	60,0	262
AGO	31,3	19,0	24,6	50,0	281
SET	32,6	20,4	25,9	48,0	267
OUT	33,1	21,1	26,8	47,0	264
NOV	32,9	21,4	26,7	54,0	250
DEZ	32,3	21,5	26,6	57,0	217
ANO	30,8	20,1	24,8	61,6	2742 (h ano ⁻¹)
Iguatu (1961 – 1998)					
Mês	T máx (°C)	T mín (°C)	T média (°C)	UR (%)	Insolação (h mês ⁻¹)
JAN	34,3	26,3	28,4	61,0	172
FEV	33,0	23,3	27,4	69,0	111
MAR	31,8	22,8	26,6	76,0	82
ABR	31,4	22,7	26,3	77,0	84
MAI	31,2	22,0	26,0	73,0	109
JUN	31,4	21,2	25,8	66,0	138
JUL	32,0	21,0	26,0	59,0	186
AGO	33,4	21,4	27,0	54,0	224
SET	34,9	22,4	28,2	50,0	213
OUT	35,7	23,1	29,0	50,0	222
NOV	35,5	23,5	29,2	52,0	204
DEZ	35,1	23,7	29,1	55,0	193
ANO	33,3	22,8	27,4	61,8	1.938 (h ano ⁻¹)
Tauá (1961 – 1998)					
Mês	T máx (°C)	T mín (°C)	T média (°C)	UR (%)	Insolação (h.mês ⁻¹)
JAN	32,2	22,7	27,2	62,0	178
FEV	31,0	22,0	26,0	68,0	144
MAR	30,7	22,1	25,9	73,0	164
ABR	30,6	21,3	25,1	74,0	184
MAI	30,3	20,7	24,4	70,0	201
JUN	30,7	19,5	24,8	61,0	230
JUL	31,2	19,8	25,2	55,0	252
AGO	32,3	20,8	26,2	50,0	261
SET	33,5	22,0	27,4	46,0	254
OUT	33,9	22,8	28,0	47,0	254
NOV	33,8	23,0	28,2	46,0	232
DEZ	33,3	23,1	28,0	50,0	196
ANO	32,0	21,7	26,4	58,5	2.550,0 (h ano ⁻¹)

Fonte: Plano Estadual de Recursos Hídricos do Ceará (1992).

As condições climáticas da região (Tabela 6) favorecem o processo da evaporação (Tabela 7), resultando em perdas hídricas consideráveis, principalmente no que concerne aos volumes acumulados em superfícies livres. A média de evaporação potencial total da área de estudo é de 2.340 mm anuais, calculada pelo método de Penman.

Tabela 7 - Valores médios da evaporação potencial, velocidade do vento, radiação solar global e balanço hídrico para três estações meteorológicas na bacia do Alto Jaguaribe

Evaporação potencial (mm)													
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Anual
Campos Sales	175	151	119	138	176	218	290	353	350	333	305	262	2870
Iguatu	172	111	82	84	109	138	186	224	213	222	204	193	1938
Tauá	214	134	290	122	133	184	219	243	271	304	293	284	2691
Velocidade do vento (m s^{-1})													
Campos Sales	3,4	3,3	2,9	3,7	4	4,7	4,6	5,1	4,8	4,5	3,9	3,8	
Iguatu	1,5	1,2	1,2	1,3	1,6	1,8	2,3	2,4	2,2	2,2	2,3	2,3	
Tauá	2,6	2,3	2,0	2,1	2,2	2,7	2,7	2,8	2,7	2,8	2,6	2,6	
Radiação solar global ($\text{MJ m}^2 \text{d}^{-1}$)													
Campos Sales	15,7	15,4	15,6	16,4	17,4	18,6	18,5	19,1	18,8	18,2	18	16,6	
Iguatu	15,2	13,7	12,5	12,7	13,4	14,6	15,9	17,1	16,9	16,9	16,5	15,8	
Tauá	15,6	14,9	15,2	16	16,4	17,7	18,1	18,3	18,3	17,9	17,3	15,9	
Balanço hídrico (mm)													
Campos Sales	-32	19	75	4	-57	-75	-89	-108	-123	-134	-111	-89	
Iguatu	-76	-4	66	48	-33	-85	-109	-135	-143	-151	-148	-139	
Tauá	-89	-35	27	8	-52	-86	-104	-127	-143	-150	-143	-129	

Fonte: Plano Estadual de Recursos Hídricos do Ceará (1992).

A velocidade do vento variou de 2,9 a 5,1; 1,2 a 2,4 e 2,0 a 2,8 m s^{-1} , respectivamente, para Campos Sales, Iguatu e Tauá. Já a radiação solar global apresenta pequena variação para as três estações meteorológicas na bacia do Alto Jaguaribe.

O balanço hídrico foi estimado usando a método de Thornthwaite & Mather (1955). Verifica-se que o déficit hídrico, ou seja, a lâmina evaporada das superfícies líquidas é maior que a lâmina precipitada. Para as estações de Campo Sales, Iguatu e Tauá, a quantidade de meses com déficit hídrico foi de 9; 10 e 10, respectivamente (Tabela 7).

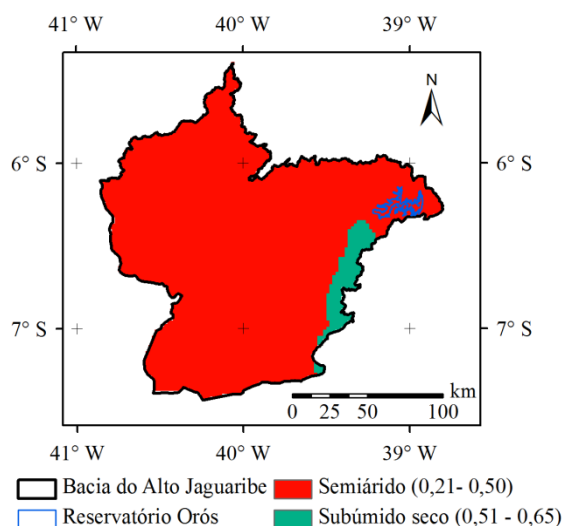
4.3.4 Índice de aridez

De acordo com a Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO), semiárido é o clima das regiões em que a relação entre a média de

precipitação (P) e a média de evaporação potencial (ETP) calculada pelo método de Penman está entre 0,2 e 0,5 (UNESCO, 1979).

O Índice de Aridez para a bacia do Alto Jaguaribe determina que o semiárido cobre 95% do território da bacia, o que corresponde a uma área de 23.396,6 km² (Figura 29).

Figura 29 - Índice de Aridez para a bacia do Alto Jaguaribe, Estado do Ceará

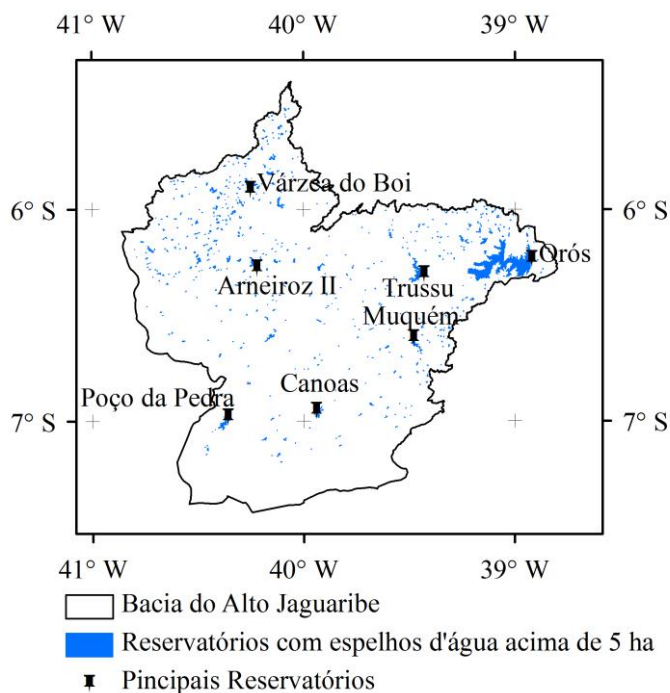


Fonte: Caitano et al., (2011).

4.3.5 Recursos hídricos

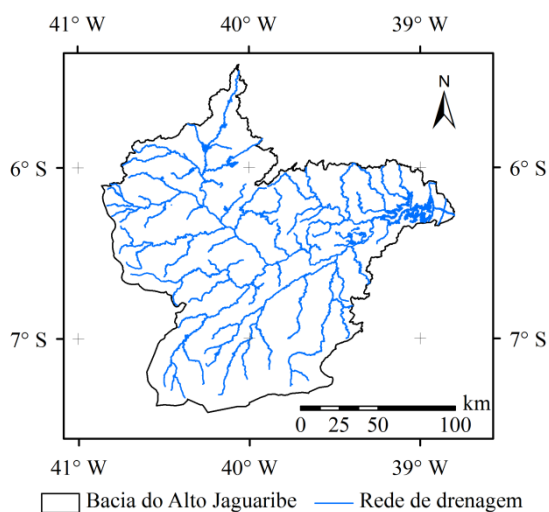
A bacia do Alto Jaguaribe apresenta grande capacidade de acumulação de águas superficiais, com um total de 4.604 reservatórios (COGERH, 2002), sendo que 537 possuem área superior a 5 ha (Figura 30), sendo 18 açudes públicos dos quais seis com capacidade superior a 50 milhões de m³. São destaques: o açude Orós, responsável por 70% do total armazenado na bacia, com uma capacidade total de 1,94 bilhões de m³; além dos açudes Trussu, Arneiroz II, Canoas, Poço da Pedra e Várzea do Boi (SRH, 2005). A água de lagoas assume importância apenas em algumas áreas, destacando a lagoa do Baú e do Barro Alto, no município de Iguatu.

Figura 30 - Principais reservatórios da bacia do Alto Jaguaribe



Fonte: Elaborada pelo autor.

A rede de drenagem da bacia (Figura 31) é formada pelo rio Jaguaribe e seus principais afluentes: os rios Carrapateiras, Trici, Puiú, Jucás, Condado, Cariús, Trussu e o riacho Conceição. A consolidação da oferta hídrica no Alto Jaguaribe engloba 12, dos 19 principais reservatórios da sub-bacia: aqueles com capacidade maior que 10 milhões de metros cúbicos, tendo em vista que os açudes com capacidade menor do que 10 milhões de metros cúbicos têm como principal função a acumulação de volumes de água que ficam estocados, após a estação chuvosa (de fevereiro a maio), para serem depois utilizados na estação seca (demais meses) do mesmo ano. Não são consideradas como parte integrante das reservas interanuais, pois, quando da ocorrência de anos secos consecutivos, tais reservatórios não apresentam volumes para o atendimento às demandas (SRH, 2005).

Figura 31 - Rede de drenagem da Bacia do Alto Jaguaribe

Fonte: Elaborada pelo autor.

O açude Orós, maior reservatório da bacia, encontra-se no trecho final da mesma, constituindo-se como importante fonte hídrica para as bacias do Médio e Baixo Jaguaribe, garantindo a perenização do rio Jaguaribe até atingir o açude do Castanhão, além de contribuir para o açude Lima Campos, na bacia do Salgado (COGERH, 2002). Na Tabela 8 pode-se observar algumas características do reservatório.

Tabela 8 - Caracterização do açude Orós

Localização	
Município	Orós
Bacia	Alto Jaguaribe
Rio Barrado	Jaguaribe
Barragem	
Capacidade (m ³)	1.940 x 10 ⁶
Bacia Hidrográfica (km ²)	25.696,43
Bacia Hidráulica (ha)	20.211,00
Vazão Regularizada (m ³ s ⁻¹)	20,40
Sangradouro	
Tipo	Superfície Livre (em perfil Creager)
Largura (m)	180,0
Cota da Soleira (m)	199,5
Tomada d'água	
Tipo	Túnel c/ válvula dispersora
Comprimento(m)	260
Diâmetro (mm)	5350

Fonte: DNOCS (2011).

A bacia apresenta dois sistemas aquíferos: o das rochas sedimentares (porosos; cársticos e aluviais) e os das rochas cristalinas (fissurais). Os sedimentares se diferenciam como mais importantes por possuírem uma porosidade primária e uma considerável permeabilidade, traduzindo-se em unidades geológicas com excelentes condições de armazenamento e fornecimento d'água. Os cristalinos (fissurais) apresentam potencial relativo baixo, pois se encontram inseridos em áreas de rochas do embasamento cristalino, sendo as zonas de fraturas, os únicos condicionantes da ocorrência d'água nestas rochas. A recarga dessas fraturas se dá através dos rios e riachos que estão encaixados nestas estruturas, o que ocorre somente no período chuvoso.

4.4 Aspectos Socioeconômicos

A partir dos dados do Anuário Estatístico do Ceará (IPECE, 2010) pode-se inferir que a população absoluta residente na área de abrangência da bacia do Alto Jaguaribe é de aproximadamente 600 mil habitantes. A Tabela 9 apresenta os dados relativos à área de cada município em km², a população total, urbana e rural e os percentuais de domicílios com abastecimento de água (DCAA) e com instalações sanitárias ligadas à rede de esgotamento (DCISLRE). Tratando-se de saneamento básico, os dados disponíveis mostram um percentual de domicílios com abastecimento d'água superior a 72%, já o esgotamento sanitário é muito precário, pois os domicílios com esgotamento ligado à rede estão em percentuais de baixos a nulos, verificando-se que a maioria deles não dispõe dessas instalações.

Tabela 9 - Dados de área, população, domicílios com abastecimento de água e domicílios com esgotamento sanitário dos municípios da bacia do Alto Jaguaribe

Município	Área (km ²)	População (hab)			DCAA (%)	DSISLRE (%)
		Urbana	Rural	Total		
Acopiara	2.265	24.209	24.494	48.795	82,8	5,0
Aiuaba	2.434	11.955	3.630	15.632	72,8	0,0
Altaneira	73	1.932	4.485	6.432	85,5	18,6
Antonina do Norte	260	2.104	4.657	6.761	99,2	0,0
Araripe	1.347	8.363	12.851	21.232	67,5	0,0
Arneiroz	1.066	4.730	2.572	7.293	99,5	0,0
Assaré	1.116	11.499	10.117	21.957	83,5	0,0
Catarina	487	8.443	8.585	17.057	92,0	0,0
Campos Sales	1.083	7.244	18.309	25.414	81,7	3,5
Cariús	1.062	10.971	7.678	18.729	62,8	0,0
Farias Brito	504	11.153	8.091	19.204	63,5	0,0
Iguatu	1.029	22.512	69.748	92.305	94,2	1,8
Jucás	937	10.395	12.495	22.874	81,2	34,9
Nova Olinda	284	5.224	7.750	12.974	98,9	0,0
Orós	576	5.706	15.562	21.305	90,7	0,0
Parambu	2.303	17.705	12.891	30.756	79,3	0,0
Potengi	339	5.702	3.968	9.642	94,4	0,0
Quixelô	560	10.988	4.720	15.606	96,5	57,9
Saboeiro	834	15.171	25.141	40.488	76,0	19,8
Salitre	280	5.235	3.075	8.344	98,2	65,4
Santana do Cariri	4.261	22.608	20.736	43.314	82,7	0,0
Tarrafas	454	6.531	2.203	8.398	97,8	23,4
Tauá	4.018	24.833	29.440	54.271	82,7	2,8
Icó	1.872	34.445	28.817	63.219	99,4	36,2

Fonte: IPECE - Anuário Estatístico do Ceará 2010; SEINFRA - % de Domicílios com Abastecimento de água e Esgotamento Sanitário – 2010.

Os dados da Tabela 10, que representa o setor agropecuário e a indústria de transformação (unidade local), são indicativos da formação da economia da região, mostrando a convergência do desenvolvimento para algumas cidades que polarizam os negócios e serviços no seu entorno. Por outro lado, demonstram a vocação da região para a pecuária, destacando-se o município de Tauá, como a capital da pecuária de grande e médio portes, sem, no entanto, deixar de referenciar outros municípios detentores de grandes rebanhos como: Acopiara; Aiuaba; Arneiroz; Iguatu; Icó; Parambu e Saboeiro, entre outros. Na agricultura temporária identifica-se claramente, o trio do arroz, formado pelos municípios de Icó, Iguatu e Quixelô e os maiores produtores de feijão e milho que são Acopiara, Assaré, Icó,

Parambu e Tauá. A indústria de transformação é mais forte nos municípios que congregam maior desenvolvimento, expressando sobremaneira, o município de Iguatu com 283 unidades industriais.

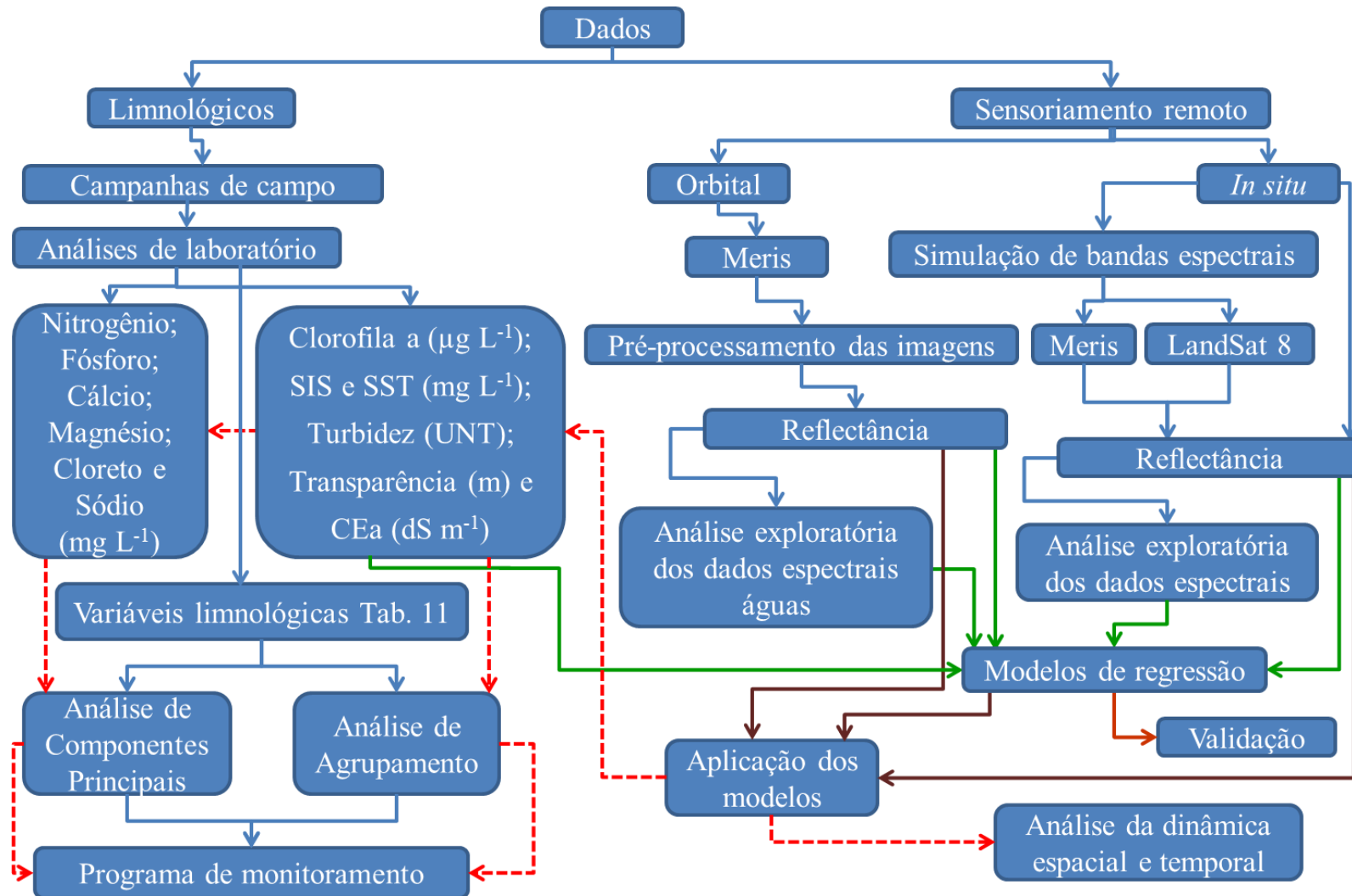
Tabela 10 - Dados de pecuária, culturas temporárias e indústria de transformação dos municípios da bacia do Alto Jaguaribe

Município	Pecuária			Culturas Temporárias (ton ano ⁻¹)			Indústria (un)
	Efetivo Bovino	Efetivo Caprino	Efetivo Ovino	Arroz	Feijão	Milho	
Acopiara	41.500	8.117	19.513	948	1.819	3.671	58
Aiuaba	12.479	12.797	22.415	20	909	3.753	1
Altaneira	2.701	364	377	1	99	11.011	2
Ant. do Norte	3.637	1.262	3.427	43	213	682	3
Araripe	10.501	1.447	2.133	20	200	2.063	16
Arneiroz	10.246	25.206	29.818	-	206	437	6
Assaré	13.952	1.774	5.611	617	3.423	2.847	15
Catarina	9.090	8.626	18.459	38	171	140	8
Campos Sales	7.905	6.517	18.922	3	487	1.901	19
Cariús	13.400	790	2.401	741	519	1.814	8
Farias Brito	10.211	1.279	2.201	756	299	1.618	19
Iguatu	39.700	1.879	7.675	12.108	895	4.032	283
Jucás	15.950	2.168	4.474	496	647	2.268	18
Nova Olinda	5.092	447	796	10 1	63	2.500	13
Orós	19.095	13.184	6.702	570	328	1.441	27
Parambu	26.956	25.380	53.262	-	2.201	3.748	20
Potengi	4.891	1.251	4.712	17	110	1.165	4
Quixelô	21.670	2.011	11.286	6.390	746	2.116	14
Saboeiro	14.920	7.149	19.060	11	388	1.529	5
Salitre	8.532	3.117	6.905	1	937	1.331	7
Sant. do Cariri	15.547	1.441	1.837	21	206	4.180	3
Tarrafas	4.691	935	11.011	146	297	857	2
Tauá	54.570	68.155	135.145	-	2.106	8.195	79
Icó	51.207	7.328	17.140	1.754	1.856	3.519	55

Fonte: IPECE - Anuário Estatístico do Ceará (2010).

5 MATERIAL E MÉTODOS

Para um melhor entendimento das etapas que compõem a metodologia, elaborou-se um fluxograma contendo a sequência adotada na investigação (Figura 32).

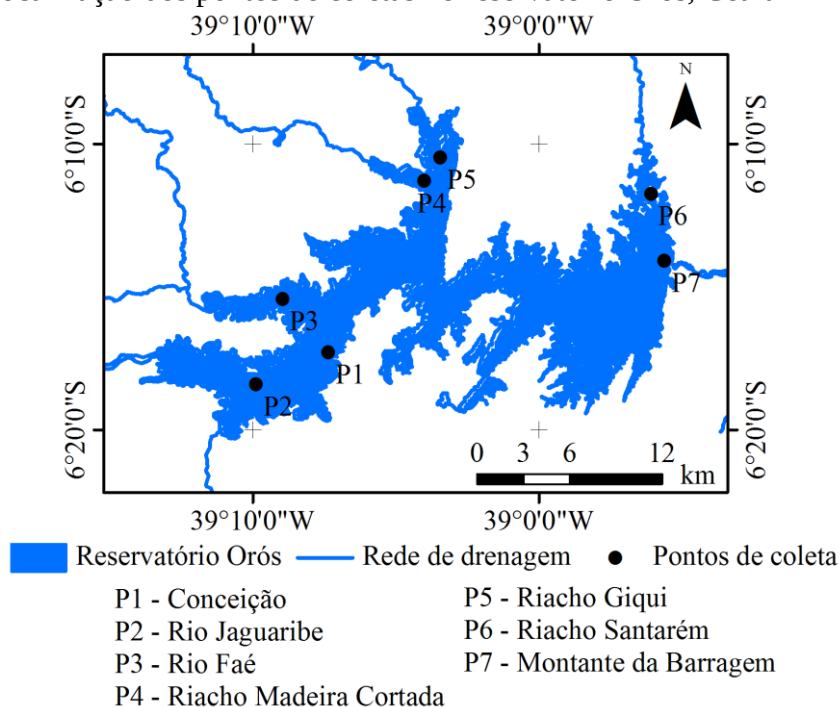
Figura 32 - Esquema da metodologia de trabalho

Fonte: Elaborada pelo autor.

5.1 Área de estudo

A área de estudo corresponde ao reservatório Orós (Figura 33), o qual tem capacidade de armazenamento de 1,94 bilhões de m³ e espelho de água de aproximadamente 190 km².

Figura 33 - Localização dos pontos de coletas no reservatório Orós, Ceará



Fonte: Elaborada pelo autor.

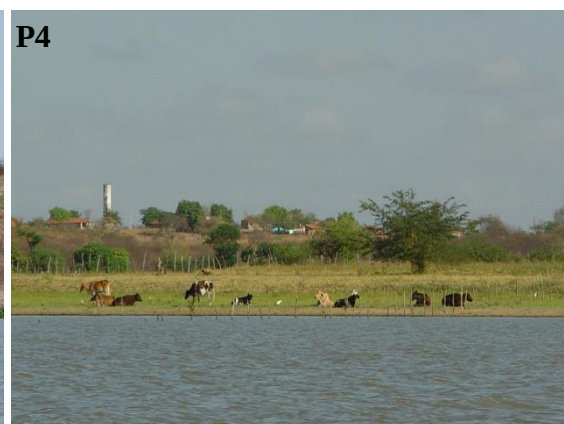
5.2 Coletas de dados limnológicos

5.2.1 Local

As coletas de água foram realizadas no período de 2008 a 2010, em 7 pontos, localizados nos seis principais afluentes que formam o açude e em um ponto à montante da barragem, para realização de análises físico-químicas e biológicas da água. A localização dos pontos foi definida (Figuras 33 e 34) com objetivo de conhecer os principais aportes ao açude Orós.

Para o período 2011 a 2012, foram adicionados mais 13 pontos para a amostragem de água e coleta de dados radiométricos, totalizando 20 pontos (Figura 35), para o desenvolvimento de modelos estatisticamente significantes que permitissem estimar as propriedades da água a partir de dados de sensoriamento remoto e, dessa forma, ampliar a representatividade espacial dos dados ampliando o conhecimento sobre as variações nos padrões de qualidade de água no açude Orós.

Figura 34 - Local dos pontos de coletas no reservatório Orós, Ceará



P – 1 Conceição

P – 2 Rio Jaguaribe

P – 3 Rio Faé

P – 4 Madeira Cortada

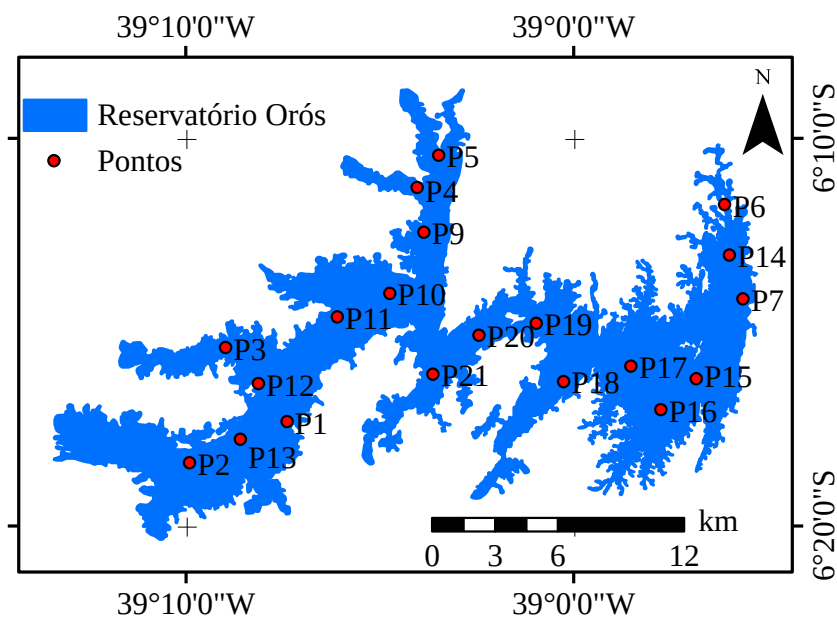
P – 5 Giqui

P – 6 Santarém

P – 7 Montante Barragem

Fonte: autor.

Figura 35 - Localização dos pontos de coletas no reservatório Orós, Ceará, para os anos de 2011 e 2012



Fonte: Elaborada pelo autor.

5.2.2 Época das campanhas de campo

As coletas de campo para análise dos parâmetros físico-químicos e biológicos das águas foram realizadas bimestralmente, até o ano de 2010, com objetivo de avaliar a variação temporal. Para os anos de 2011 e 2012, além das coletas das amostras para as análises físico-químicas e biológicas, tiveram início as coletas de radiância da água. Nesse período, as campanhas de campos foram realizadas trimestralmente, em função da pequena variabilidade físico-química e biológica observada durante a análise da série anterior.

5.2.3 Atributos

De modo a se avaliar a qualidade do manancial estudado, foram avaliados os parâmetros físicos, químicos e biológicos (Tabela 11), objetivando estudá-lo em termos de eutrofização, disponibilidade de nutrientes, contaminantes biológicos, entre outros. Na Tabela 11, também são apresentadas as metodologias analíticas utilizadas.

Tabela 11 - Atributos analisados, metodologias analíticas e referências (Continua)

Atributos	Metodologias Analíticas	Referências
Temperatura (°C)	Termômetro com filamento de mercúrio 0° - 60°C	APHA et al. (2005)
Turbidez (uT)	Turbidimétrico	
Cor Aparente (uH)	Colorimétrico	
Condutividade Elétrica (dS m ⁻¹)	Condutivimétrico	
Transparência de Secchi (m)	Visualização em Disco de Secchi	
pH	Potenciométrico	
Sólidos Totais – ST (mg L ⁻¹)	Secagem a 103°C – 105°C	
Sólidos Totais Voláteis – STV (mg L ⁻¹)	Ignição a 500-550° C	
Sólidos Totais Fixos – STF (mg L ⁻¹)		
Sólidos Suspensos Totais – SST (mg L ⁻¹)	Filtração a vácuo com membrana de fibra de vidro 0,45µm de porosidade – Secagem a 103°C – 105°C	
Sólidos Inorgânicos Suspensos – SIS (mg L ⁻¹)	Filtração a vácuo com membrana de fibra de vidro 0,45µm de porosidade – Ignição 500–550°C	
Sólidos Suspensos Voláteis – SSV (mg L ⁻¹)		
Sólidos Dissolvidos Totais – SDT (mg L ⁻¹)	Filtração a vácuo com membrana de fibra de vidro 0,45µm de porosidade – Secagem a 103°C – 105°C	
Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	Método de Winkler – Azida Modificada – Iodometria	
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	Frascos Padrões – Iodometria	
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	Colilert	
Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)	Tubos múltiplos em meio A1	
Fósforo Total – PT (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico – Ácido Ascórbico	
Ortofosfato Solúvel – OPS (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico – Ácido Ascórbico	
Sulfatos (mmol _c L ⁻¹)	Turbidimétrico	
Cloretos (mmol _c L ⁻¹)	Titulométrico –Argentométrico	
Potássio (mmol _c L ⁻¹)	Fotometria – Emissão em chama	

Tabela 12 - Atributos analisados, metodologias analíticas e referências (Conclusão)

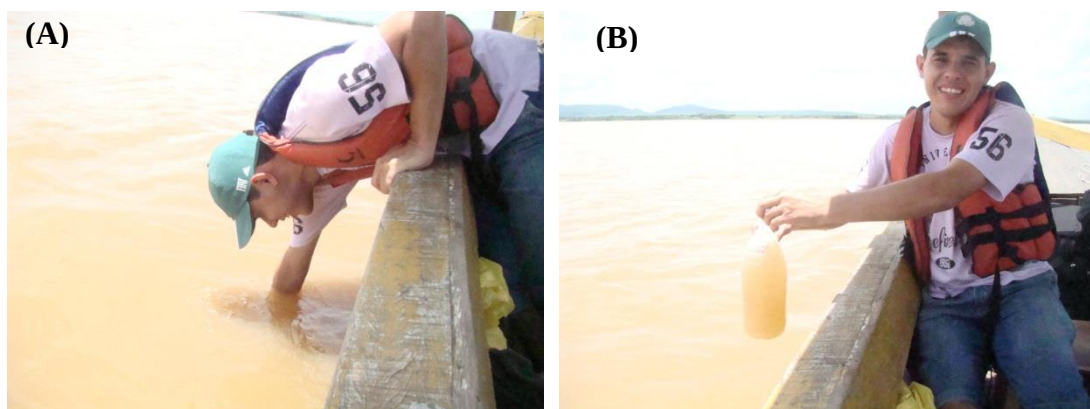
Atributos	Metodologias Analíticas	Referências
Sódio ($\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$)	Fotometria – Emissão em chama	APHA et al. (2005)
Cálcio ($\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$)	Titulação	
Magnésio ($\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$)	Titulação	
Fitoplâncton – Qualitativo e Quantitativo	Microscopia de Campo Luminoso de lâminas preparadas a partir do sedimento obtido por centrifugação a 1500 rpm por 5-10 min para estimativa da densidade de cianobactérias e Identificação do fitoplâncton através de chaves dicotômicas de identificação.	
Nitrogênio Amoniacal Total – NTK (mg L^{-1})	Espectrofotométrico - Destilação em Macro-Kjeldahl seguida de Nesslerização Direta	
Amônia (mg L^{-1})	Espectrofotométrico - Destilação em Macro-Kjeldahl seguida de Nesslerização Direta	RODIER, (1975)
Nitrato (mg L^{-1})	Espectrofotométrico – Salicilato de Sódio	
Razão de Adsorção de Sódio (RAS)	Cálculo	RICHARDS, (1954)
Clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Espectrofotométrico – Extração a quente com Metanol	JONES, (1979)
Radiância*	Espectrorradiômetro	MILTON (1987)

* A partir de março de 2011

Fonte: Elaborada pelo autor.

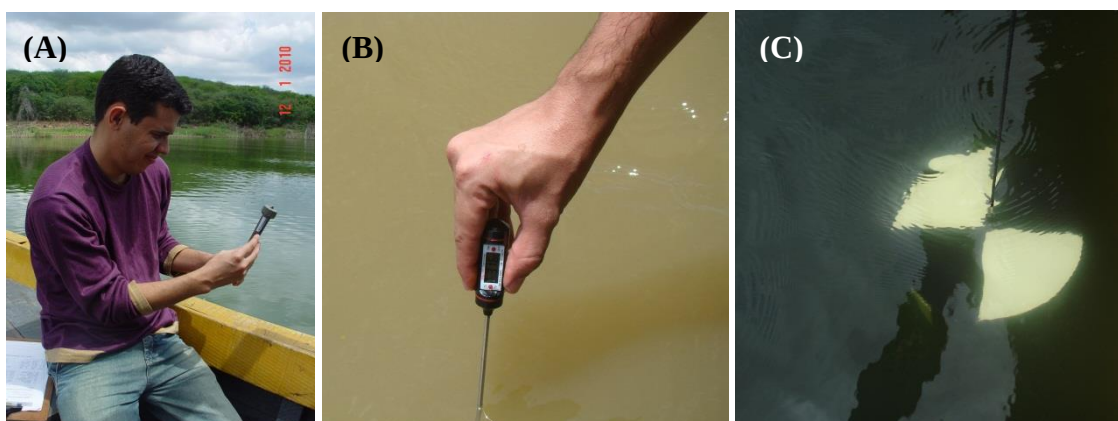
De acordo com os atributos determinados, foram coletadas amostras a uma profundidade de 30 cm da superfície em recipientes separados e específicos: frascos de 1 L contendo formalina e lugol para análise de fitoplâncton, frascos para determinação de oxigênio dissolvido e garrafas de 1,5 L adequadamente descontaminadas para a análise dos demais atributos (Figura 36). Em campo também foram determinados pH (Figura 37A), temperatura (Figura 37B), transparência de secchi (Figura 37C), profundidade e condutividade elétrica (CE), medidos a 30 cm da superfície da água.

Figura 36 - Coleta de água a profundidade de aproximadamente 30 cm (A) para análise de atributos químicos; garrafa de 1,5 L (B)



Fonte: autor.

Figura 37 - Leituras do pH (A), da temperatura (B) e transparência com disco de Secchi (C) na água do reservatório Orós, Ceará



Fonte: O autor.

As amostras coletadas foram acondicionadas em caixas isotérmicas (Figura 38) e conduzidas (Figura 39) aos laboratórios para processamento imediato ou adequada

preservação. Os laboratórios parceiros dessa pesquisa foram: Laboratório de Análise de Água, Solo e Tecidos Vegetais (LABAS) do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), Campus de Iguatu; Laboratório de Química Ambiental (LAQA), vinculado ao Departamento de Química Analítica e Físico-Química da Universidade Federal do Ceará (UFC); Laboratório Integrado de Águas de Mananciais e Residuárias – (LIAMAR) do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), Campus de Fortaleza, e, Laboratório de Planctologia (LABPLANC) do Departamento de Engenharia de Pesca da Universidade Federal do Ceará (UFC).

Figura 38 - Adição de gelo nas caixas isotérmicas para a coleta (A); armazenagem dos frascos de água coletada no reservatório Orós em caixas isotérmicas refrigeradas (B)



Fonte: autor.

Figura 39 - Amostras coletadas no reservatório sendo descarregadas para o laboratório (A) chegando ao laboratório (B)



Fonte: autor.

5.3 Estatística multivariada

A associação entre as variáveis que determinam a qualidade das águas superficiais foi quantificada mediante a aplicação de estatística multivariada, Análise Fatorial/Análise da Componente Principal (AF/ACP) e Análise de Agrupamento. Para a análise dos dados foi utilizado o software SPSS 16.0 (*Statistical Package for the Social Sciences*), por apresentar bastante versatilidade no manuseio das operações necessárias à obtenção de componentes principais, contando inclusive com o tratamento prévio de padronização e escalonamento dos dados. Nesta etapa foram usados os dados limnológicos (Tabela 11), referentes às coletadas realizadas entre 2008 e 2010.

5.3.1 Análise dos componentes principais

5.3.1.1 Análise de consistência dos dados

A primeira análise visou investigar a interdependência entre as variáveis, para assim, identificar a adequação do conjunto de variáveis ao procedimento estatístico. Tal investigação foi realizada observando-se o comportamento dos elementos da matriz de correlação ou de variâncias-covariâncias excluindo-se a diagonal principal. Quando os elementos apresentam peso reduzido, as variáveis são ditas não relacionadas, não sendo necessário proceder à análise do fator, conforme observaram Johnson e Wichern (1988). Numa situação intermediária, onde apenas algumas variáveis específicas se apresentam pouco relacionadas com as demais, devem ser eliminadas do vetor de dados, pois sendo pouco relacionadas com as demais variáveis, tenderão a apresentar baixa proporção da variância explicada pelos fatores (HAIR JÚNIOR et al., 2005).

A consistência dos dados foi aferida pelo método Kayser Mayer Olkim (KMO). Por esse método compara-se a magnitude dos coeficientes de correlação observados com os coeficientes de correlação parcial, produzindo um índice KMO (MONTEIRO; PINHEIRO, 2004), gerado pela seguinte equação 32:

$$KMO = \frac{\sum_{i \neq j} \sum r_{ij}^2}{\sum_{i \neq j} \sum r_{ij}^2 + \sum_{i \neq j} \sum a_{ij}^2} \quad (32)$$

em que: r_{ij} : coeficiente de correlação simples entre a variável i e j ; a_{ij} : coeficiente de correlação parcial entre a variável i e j .

Meyer e Braga (1999) propuseram o seguinte critério de avaliação: o KMO é considerado ótimo quando maior ou igual a 0,90 e inaceitável quando inferior a 0,50. No caso do índice não ser satisfatório, deve-se identificar a variável ou as variáveis que não se apresenta(m) ajustada(s) ao grupo e eliminá-la(s), repetindo esse processo até que seja obtido um índice KMO satisfatório. Em 2002, Silveira e Andrade propuseram intervalos como critério de qualificação para o resultado do KMO (Tabela 12).

Tabela 13 - Intervalo de validade do teste KMO, para aplicação no modelo de análise fatorial

Intervalo	Qualificação
KMO < 0,50	Inaceitável
0,50 < KMO < 0,70	Admissível
0,70 < KMO < 0,90	Adequado
KMO > 0,90	Excelente

Fonte: adaptado de Silveira e Andrade (2002).

5.3.1.2 Elaboração da matriz de cargas fatoriais

Segundo Verdinelli (1980), a extração dos fatores é obtida de acordo com a amplitude da variância da combinação linear das variáveis observadas. O primeiro fator extraído será a combinação linear com variância máxima existente na amostra; o segundo, a combinação linear com a máxima variância remanescente; e assim sucessivamente. A correlação de cada variável com os fatores é expressa, em termos algébricos, por:

$$X_i = A_{i1} \cdot f_1 + A_{i2} \cdot f_2 \dots A_{in} \cdot f_n + \xi \quad (33)$$

em que: ($X_1, X_2 \dots X_n$): são expressos como a combinação linear dos fatores (f); A : é expresso por meio das cargas fatoriais; ξ : termo residual, representa a parte não explicada pelos fatores.

O modelo assume que os erros experimentais não têm correlação com os fatores comuns (DILLON; GOLDSTEIN, 1984; PALÁCIO, 2004). Os fatores são obtidos pela combinação linear das variáveis normalizadas, observadas como:

$$F_l = \sum_{i=1}^m W_{li} X_i = W_{l1} X_1 + W_{lm} X_m \quad (34)$$

em que: W: coeficiente de contagem de cada fator; X_i : escore atribuído a cada variável, m: número de variáveis.

O número de fatores extraídos foi definido pelo critério das raízes características (eigenvalues), onde se consideram somente componentes com autovalor superior a um, ou seja, que o fator deve explicar uma variância superior àquela apresentada por uma simples variável (HAIR JÚNIOR et al., 2005).

5.3.1.3 Comunalidades

A comunalidade expressa a variância contida em cada variável, sendo explicada pelos fatores que compõem esta variável. A comunalidade de cada variável é estimada pela seguinte equação:

$$C_{il} = \sum_{l=1}^n A_{il}^2 \quad (35)$$

em que: A_{il}^2 = variância referente à variável X_{ij} ; C_{il} = comunalidade de cada variável.

5.3.1.4 Transformação ortogonal da matriz de cargas fatoriais

A matriz de cargas fatoriais obtidas pela extração dos fatores, normalmente, apresenta um grau de dificuldade elevado para identificar os fatores significantes. Para solucionar essa limitação foi utilizado o procedimento de transformação ortogonal (método varimax), ou simplesmente rotação da matriz das cargas fatoriais, gerando uma nova matriz de cargas fatoriais que apresenta um melhor significado interpretativo dos fatores. O processo maximiza a variância entre os fatores, alterando a raiz característica sem afetar a proporção da variância total explicada pelo conjunto (MONTEIRO; PINHEIRO, 2004). Equação 36.

$$VF = \frac{1}{p} \sum_{j=1}^m \left[\sum_{i=1}^p \tilde{L}_{ij}^4 - \frac{1}{p} \left(\sum_{i=1}^p \tilde{L}_{ij}^2 \right)^2 \right] \quad (36)$$

em que: VF – cargas fatoriais varimax e $\tilde{L}_{ij}$ - o coeficiente da i-ésima variável no j-ésimo fator.

Com o método, as variáveis passam a apresentar pesos próximos a um ou a zero, eliminando os valores intermediários, que dificultam a interpretação dos fatores. Maiores

informações sobre o método varimax podem ser encontrados em Kaiser (1958); Dillon; Goldstein (1984); Hair Júnior et al., (2005) e Corrar et al., (2007).

5.3.2 Análise de agrupamento

Os atributos de qualidade de água investigados foram agrupadas com base no seu grau de semelhança, com o objetivo de classificá-las em grupos similares e também para definir o número de amostras necessárias para o monitoramento do reservatório. Para a identificação dos grupos semelhantes amostrais que expressassem respostas hidroquímicas com tendências similares, foi utilizada a análise de agrupamento.

Os erros devido às escalas e às unidades das variáveis selecionadas foram evitados fazendo-se a normalização dos dados, pela seguinte relação:

$$Y_{ij} = \frac{X_{ij} - \bar{X}_i}{S_i} \quad (37)$$

em que: X_{ij} representa o valor da j -ésima observação da i -ésima variável, $\bar{X}_i$ é a média da variável X_{ij} , S_i representa o desvio padrão da variável X_{ij} , e Y_{ij} é a representação da j -ésima observação da i -ésima variável transformada.

O algoritmo de agrupamento utilizado na definição dos agregados neste trabalho foi o método Ward (HAIR JÚNIOR. et al., 2005). A medida de similaridade entre os grupos adotada foi o quadrado da distância Euclidiana, Equação 38 (EVERITT, 1993).

$$de = \left[\sum_{j=1}^n (P_{p,j} - P_{k,j})^2 \right]^{0,5} \quad (38)$$

em que: de é a distância euclidiana; e $P_{p,j}$ e $P_{k,j}$ são as variáveis quantitativas j dos pontos p e k , respectivamente.

Na definição de um número ótimo de agrupamentos, foi utilizado o “coeficiente de aglomeração” (CA), calculado pela Equação 26, partindo-se do princípio que aumentos repentinos no valor do coeficiente de aglomeração representam fusão de elementos diferentes. Estas dissimilaridades são representadas no dendrograma pelas maiores distâncias reescaladas (DILLON; GOLDSTEIN, 1984).

$$CA = \sum_{j=1}^k \left(\sum_{i=1}^{n_j} X_{ij}^2 - \frac{1}{n_j} \left(\sum_{i=1}^{n_j} X_{ij} \right)^2 \right) \quad (39)$$

em que: CA: coeficiente de aglomeração; X_{ij} : valor da amostra i individual em cada grupo j ; k : total de amostras em cada estágio; n_j : número de amostras do grupo.

5.4 Aquisição de dados de sensoriamento remoto

5.4.1 Aquisição das medidas espectrais *in situ*

Realizaram-se as medições da radiância espectral do sistema aquático utilizando o espectrorradiômetro ASD FieldSpec®3 Hi-Res (Figura 40), com campo de visada de 25°, resolução espectral: 3 nm em 700 nm e 8,5 nm em 1400 nm e 6,5 nm em 2100 nm, e que abrange a faixa espectral de 350 a 2500 nm. Também foi utilizada uma placa de referência de Spectralon, representando uma superfície lambertiana. As medições foram realizadas no horário de 10 às 14 horas, que corresponde ao período com menor ângulo de inclinação solar e em que há maior fluxo de energia no campo de irradiação e também apresentou condições atmosféricas adequadas, com pouco vento e céu predominantemente livre de nuvens.

Os dados espectrais foram coletados seguindo os procedimentos da metodologia proposta por MILTON (1987), ou seja, preservou-se ao máximo a igualdade de condições de iluminação e de superfície de água. O espectrorradiômetro foi posicionado em cada ponto amostral com eixo de visada de 45° de inclinação em relação à vertical e de 90° de azimute em relação a posição do sol, nestas condições evitou-se o efeito da reflectância especular da água. A altura do sensor em relação à superfície da água foi de 1 m e o tamanho aproximado da área imageada foi de 0,7 m² (Figura 40).

Figura 40 - Leitura da placa lambertiana (A), zoom da leitura da placa (B), leitura da radiância espectral do sistema aquático (C), zoom da leitura da radiância espectral do sistema aquático (D) procedimentos realizados para a coleta de dados radiométricos no reservatório Orós, Ceará



Fonte: autor.

As medidas radiométricas em cada ponto foram realizadas sob as mesmas condições de aquisição, de acordo com o protocolo sugerido por Fougnie et al (1999), considerando a aquisição em um ângulo de cerca de 40° em relação ao plano horizontal, e a uma posição perpendicular do alinhamento entre a proa do barco e o sol, de forma a evitar áreas sombreadas e também o efeito da reflexão especular. Para obtenção do fator de reflectância bidirecional (FRB), foi utilizada uma placa de referência (Spectralon). Para cada ponto foram realizadas 10 medidas de radiância da água, para que posteriormente fossem eliminadas as medidas não representativas e calculada a média para as restantes. Os valores de radiância espectral adquiridos pelo espectraloradiômetro foram convertidos em fator de reflectância bidirecional através da seguinte expressão:

$$FRB_{\lambda} = L_{a,\lambda} / L_{r,\lambda} \quad (40)$$

em que: FRR_{λ} = Fator de reflectância bidirecional (adimensional); $L_{a,\lambda}$ = Radiância espectral do alvo ($W/cm^2.sr.\mu m$); $L_{r,\lambda}$ = Radiância espectral da placa de referência ($W/cm^2.sr.\mu m$).

Simultaneamente à aquisição das medidas radiométricas, foram realizadas coletas de água na superfície do reservatório, profundidade de 30 cm, para avaliação dos parâmetros físico-químicos e biológicos (Tabela 11). Foram também, realizadas as medidas em campo dos parâmetros pH, condutividade elétrica (CE), transparência de Secchi, profundidade, e temperatura. As campanhas de campos foram realizadas nos meses de março, junho, agosto e novembro de 2011 e fevereiro, maio, agosto e dezembro de 2012.

5.4.2 Aquisição das medidas espectrais orbital

O sensor MERIS (*Medium Resolution Imaging Spectrometer*) é um espectrômetro imageador de varredura eletrônica *pushbroom* a bordo do satélite ENVISAT (*Environmental Satellite*), de observação da Terra, da Agência Espacial Européia (ESA), através da plataforma EOLi (*Earth Observation Link*) versão 7.2. O sensor opera nas faixas do visível e infravermelho próximo, de 400 a 900 nm (Tabela 13) e possui um campo de visada de $68,5^\circ$ no nadir, o que permite imagear uma faixa de largura de 1.150 km em uma altitude nominal de 800 km e órbita polar. Sua resolução espacial é de 300 m para dados no formato de resolução total (full resolution - FR) e de 1.200 m para dados no formato reamostrado (reduced resolution - RR).

Os produtos MERIS disponibilizados apresentam três níveis diferentes de processamento:

- a) Nível 1B – imagens reamostradas em grade em projeção satélite com valores calibrados de radiância no topo da atmosfera;
- b) Nível 2 – imagens derivadas dos produtos nível 1B, com valores de pixels processados para obter parâmetros geofísicos;
- c) Nível 3 – sínteses de um ou mais produtos MERIS (e possivelmente dados auxiliares) para obter parâmetros geofísicos integrados no tempo ou no espaço.

Tabela 14 - Aplicações das bandas do sensor MERIS

Nº	λ central (nm)	Largura espectral (nm)	Aplicações Potenciais
1	412,5	10	Substância amarela e detritos de pigmentos
2	442,5	10	Máximo de absorção pela clorofila
3	490	10	Clorofila e outros pigmentos
4	510	10	Sedimentos em suspensão, marés vermelhas
5	560	10	Mínimo de absorção pela clorofila
6	620	10	Sedimentos em suspensão
7	665	10	Absorção pela clorofila e referência da fluorescência
8	681,25	7,5	Pico de fluorescência da clorofila
9	708,75	10	Referência da fluorescência, correções atmosféricas
10	753,75	7,5	Vegetação, nuvens
11	760,625	3,75	Banda de absorção pelo Oxigênio
12	778,75	15	Correções atmosféricas
13	865	20	Vegetação, referência para o vapor d'água
14	885	10	Correções atmosféricas
15	900	10	Vapor d'água, terra

Fonte: MERIS, (2006).

Para o presente trabalho foram utilizados os produtos nível 1B. Foram empregadas três imagens do sensor MERIS: uma para a estação chuvosa (19 de fevereiro de 2010) no estado do Ceará, outras duas para estação seca (30 de agosto de 2008 e 29 de agosto de 2011). As imagens MERIS foram fornecidas pela Agência Espacial Europeia (ESA). Portanto, a data de aquisição da imagem coincidiu com o período de coleta de dados de campo, condição essencial para a análise, tendo em vista o dinamismo na variação da constituição dos sistemas aquáticos. A imagem é *full resolution*, com resolução espacial de 300 m.

5.5 Pré-Processamento das Imagens

Para o processamento das imagens MERIS foi utilizado o software BEAM (Basic ENVISAT Toolbox for AATSR and MERIS), desenvolvido para facilitar a utilização, visualização e o processamento dos dados MERIS, AATSR e ASAR.

Os produtos nível 1B são imagens reamostradas em grade de projeção, com valores calibrados de radiância no topo da atmosfera (MERIS, 2006) e, dessa forma, foi

necessária a realização da correção atmosférica, de maneira a reduzir as interferências de absorção e espalhamento pela atmosfera e garantir a qualidade radiométrica dos dados. Para esta etapa utilizou-se o software BEAM (Basic ENVISAT Toolbox for AATSR and MERIS), desenvolvido pela ESA com o objetivo de facilitar a visualização, manipulação e processamento de dados AATSR (*Advance Along Track Scanning Radiometer*), MERIS e ASAR (*Advanced Synthetic Aperture Radar*).

Foi utilizado o módulo SMAC (*Simplified Method for Atmospheric Corrections*), que apresenta correção atmosférica baseada em análises de transferência radiativa, estimando a reflectância emergente dos corpos d'água em função da radiância medida no topo da atmosfera. Foram usados os parâmetros: reflectância no topo da atmosfera, ângulo zenital solar e de visada, ângulo azimutal, profundidade óptica do aerossol e teor de vapor de água na atmosfera e teor de ozônio para a correção atmosférica (MERIS, 2006). Mais informações sobre correção atmosféricas de imagem MERIS usando o software BEAM podem ser obtidas em MERIS (2006), Proud et al. (2010a) e Proud et al. (2010b). Esse método de correção atmosférico vem sendo usado por diversos grupos de pesquisas (FENSHOLT et al., 2006; GEIGER et al., 2003; POPP et al., 2006; BEAL et al., 2003; HAGOLLE et al., 2008; MAISONGRANDE et al., 2004; FERREIRA; BARBOSA, 2013; LIMA et al., 2013).

As imagens corrigidas foram reprojetaadas para o sistema de coordenadas geodésicas, Datum WGS84 e formato Geotiff. Sobre as imagens MERIS processadas foram coletados os espectros de reflectância em cada ponto amostral, nas 15 bandas espectrais deste sensor.

5.6 Simulação de bandas espectrais de sensores orbitais

Com o objetivo de verificar a eficácia das estimativas dos constituintes opticamente ativos nos corpos d'água usando imagens de sensores orbitais, foram simulados a largura e o número de bandas espectrais dos sensores orbitais MERIS (Tabela 13) e LANDAT 8 (Tabela 14) a partir das curvas espectrais obtidas por radiômetros de campo.

O Landsat 8, possui dois instrumentos imageadores, sendo um deles um sensor ótico (OLI – *Operational Land Imager*) com duas novas bandas, uma para observar nuvens de alta altitude (cirrus clouds) e outra para observar a atmosfera e a qualidade da água em lagos e águas costeiras rasas (coastal/aerossol). O outro sensor é um sensor infravermelho termal, TIRS (*Thermal InfraRed Sensor*), com duas bandas termais. Foram simuladas apenas as bandas de interesse para estudos de sistema aquático, ou seja, as bandas de 1 a 5.

Tabela 15 - Características espectrais das bandas do sensor LANDSAT 8

Landsat 8	Bandas	Comprimento de onda (μm)	Resolução espacial (m)
OLI	Banda 1 - Coasteira/ Aerossol	0,43 - 0,45	30
	Banda 2 - Azul	0,45 - 0,51	30
	Banda 3 - Verde	0,53 - 0,59	30
	Banda 4 - Vermelho	0,64 - 0,67	30
	Banda 5 - NIR	0,85 - 0,88	30
	Banda 6 - SWIR 1	1,57 - 1,65	30
	Banda 7 - SWIR 2	2,11 - 2,29	30
	Banda 8 - PAN	0,50 - 0,68	15
	Banda 9 - Nuvens	1,36 - 1,38	30
TIRS	Banda 10 - TIRS 1	10,60 - 11,19	100
	Banda 11 - TIRS 2	11,50 - 12,51	100

Fonte: USGS (2013).

A simulação de uma banda espectral a partir de outras bandas espectrais é possível somente se existir uma considerável sobreposição espectral entre a banda que se deseja simular e as bandas usadas para realizar a simulação (MASCARENHAS et al.,1991).

O método utiliza as curvas espectrais dos sensores como entrada e o procedimento consiste basicamente na soma ponderada destas curvas, onde os pesos da ponderação definem a contribuição de cada banda.

Generalizando, considera-se a banda larga (i) do sensor orbital, construída a partir de n bandas estreitas do espectrorradiômetro ASD FieldSpec®3 Hi-Res que variam de x a y, onde x e y são as bandas do primeiro e último canais, respectivamente, que contribuem para a banda (i) do sensor orbital.

A radiância da banda simulada ($L(i)$) é formada pela soma do produto da função de resposta espectral ponderada ($FREP(c)$) e a radiância do espectrorradiômetro ($L(c)$) para cada canal que participa na formação da banda. Portanto:

$$L_{(i)} = \sum_x^y FREP_{(c)} * L_{(c)} \quad (41)$$

5.7 Estimativas das variáveis limnológicas usando dados de sensoriamento remoto

5.7.1 Modelo empírico para inferência da água usando dados de sensoriamento remoto

Os modelos foram desenvolvidos usando os dados espectrais de sensoriamento remoto e os dados limnológicos. As regiões espectrais de maior correlação com as variáveis

limnológicas foram selecionadas para o desenvolvimento dos modelos de regressão para estimativas dos constituintes presentes nas águas do reservatório Orós, Ceará. Para esse desenvolvimento empregou-se o software estatístico SPSS (*Statistical Package For Social Sciences*) versão 16.0 (NORUSIS, 1990) que permitiu o cálculo dos valores dos coeficientes (angular e linear) da equação e dos coeficientes de determinação (r^2).

5.7.2 Razão de bandas espectrais

As razões entre bandas permitem realçar feições espectrais características de um dado componente da água resultantes da divisão de valores de reflectância de uma banda espectral (m) pelos valores correspondentes em outra banda (n) (Equação 42). Quando aplicada com uma formulação lógica e em dados espectrais adequados, trata-se de uma ferramenta simples e efetiva para análise de dados espectrais (SCHOWENGERDT, 2006).

$$R_{mn}(x, y) = \frac{\rho_m(x, y)}{\rho_n(x, y)} \quad (42)$$

Esse método foi usado para discriminação das variações espectrais, que são mascaradas pelas variações de brilho em uma banda espectral individual, ou nas composições coloridas padrão (DEKKER, 1993). A maior vantagem da razão de bandas é que preserva as características espectrais das feições, desconsiderando as variações decorrentes de condições de iluminação. Entretanto, antes do cálculo da razão de bandas, certos cuidados devem ser tomados, como a remoção de ruídos e correção dos efeitos atmosféricos, uma vez que esses efeitos aditivos podem ser realçados causando resultados errôneos (MUSTARD; SUNSHINE, 1999).

5.7.3 Modelo de três bandas espectrais para estimativa remota das concentrações de clorofila-a

O método utilizado procurou varrer todas as combinações (especificado na seção 3.5.3) de bandas no intervalo espectral de 400 a 900 nm, para o modelo de três bandas. A cada combinação de bandas é ajustada uma reta a partir de uma regressão linear, entre a concentração de clorofila-a e o valor da razão de bandas computado. Em decorrência, é calculado o coeficiente de determinação (R^2) e o valor de significância (p-valor) daquela

iteração. O método procurou encontrar o intervalo em torno do máximo da função objetivo (valor de R^2) que possuíse valores significativos (p-valor ~ 0), Carvalho et al., (2013).

5.8 Validação do desempenho dos modelos

Para avaliar estatisticamente o desempenho dos modelos, calcularam-se indicadores estatísticos comparando-se os valores estimados e os medidos não empregados na análise de regressão. Os indicadores estatísticos utilizados nessa avaliação foram: coeficiente de correlação (r); coeficiente de determinação (R^2); teste F; índice de Willmott (d); coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE); erro médio absoluto (EMA) e raiz do erro médio quadrático (REMQ).

O coeficiente de correlação de Pearson é uma medida do grau de relação linear entre duas variáveis quantitativas. Este coeficiente varia entre os valores -1 e 1. O valor 0 (zero) significa que não há relação linear, o valor 1 indica uma relação linear perfeita e o valor -1 também indica uma relação linear perfeita, mas inversa, ou seja, quando uma das variáveis aumenta a outra diminui. Quanto mais próximo estiver de 1 ou -1, mais forte é a associação linear entre as duas variáveis (Tabela 15). A precisão é dada pelo coeficiente de correlação que indica o grau de dispersão dos dados obtidos em relação à média, ou seja, o erro aleatório.

O coeficiente de correlação de Pearson é normalmente representado pela letra r e a sua fórmula de cálculo é:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{\sqrt{\left(\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2\right) \left(\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2\right)}} \quad (43)$$

em que: X_i é a i -ésima observação da variável X ; $\bar{X}$ é a média das observações da variável X ; Y_i é a i -ésima observação da variável Y ; $\bar{Y}$ é a média das observações da variável Y e n número de observações.

Tabela 16 - Interpretação dos coeficientes de correlação e determinação de Pearson

Escala de Pearson		
Fraca	Moderada	Forte
$0 \leq r \leq 0,50$	$0,50 \leq r \leq 0,90$	$0,90 \leq r \leq 1,00$
$0 \leq r^2 \leq 0,25$	$0,25 \leq r^2 \leq 0,81$	$0,81 \leq r^2 \leq 1,00$

Fonte: Adaptado de Milton (1992).

O coeficiente de determinação, R^2 , é a porcentagem da variação da variável dependente explicada pela(s) variável(eis) independente(s). O coeficiente de determinação é calculado como:

$$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2}} \right)^2 \quad (44)$$

O coeficiente de determinação deve ser interpretado como a proporção de variação total da variável dependente Y que é explicada pela variação da variável independente X.

Para testar a significância foi usado o teste F, com dois graus de liberdade, para avaliar o parâmetro β_1 , isto é, testar as hipóteses:

$$\begin{cases} H_0 : \beta_1 = 0 \\ H_1 : \beta_1 \neq 0 \end{cases}$$

$$F = \frac{QMR}{QME} \quad (45)$$

em que: QMR – quadrado médio da regressão e QME – quadrado médio dos erros.

A exatidão está relacionada ao afastamento dos valores estimados em relação aos observados. Matematicamente, esta aproximação é dada por um índice designado concordância, representado pela letra “d” (WILLMOTT et al., 1985), cujos valores variam de zero, para nenhuma concordância, a 1, para a concordância perfeita. Valores de d acima de 0,75 são considerados satisfatórios. O índice é dado pela seguinte Equação 46:

$$d = 1 - \frac{\sum (P_i - O_i)^2}{\sum (|P_i - O| + |O_i - O|)^2} \quad (46)$$

em que: d - é o índice de concordância de willmontt; P_i - expressa o valor estimado da variável; O_i - representa o valor observado; O - define a média dos valores observados.

O coeficiente definido por Nash e Sutcliffe (1970) traduz a similaridade da variabilidade entre duas variáveis; é um indicador da similaridade de quantificação, considerado relevante na avaliação de confiança e eficiência de modelos e é um critério estatístico importante para avaliar a precisão de modelos (MACHADO et al., 2003). Foi determinado pela equação 47:

$$NSE = 1 - \left[\frac{\sum (Y_m - Y_c)^2}{\sum (Y_m - \bar{Y}_m)^2} \right] \quad (47)$$

em que: NSE – coeficiente de Nash e Sutcliffe, $(-\infty < NSE \leq 1)$; Y_m – valor medido; Y_c – valor calculado; $\bar{Y}_m$ - média dos valores medidos.

Este coeficiente pode variar de $-\infty$ até 1, sendo 1 um ajuste perfeito. O desempenho de um modelo é considerado adequado e bom se o valor de NSE superar 0,75, e é considerado aceitável se o valor de NSE fica entre 0,36 e 0,75. Quando o coeficiente NSE apresentar valores menores que zero indica que o valor médio da série de dados em estudo é um melhor indicador que a estimativa usando o modelo.

O erro médio absoluto (EMA) é definido como sendo a diferença entre a previsão e a observação, dividida pelo número de observações (Equação 48):

$$EMA = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |X_i' - X_i| \quad (48)$$

em que: X_i são os dados medidos; X_i' são os dados estimados e N é número pares de pontos utilizados. Quando uma previsão for perfeita o EMA será igual a zero.

A raiz do erro médio quadrático (REMQ) foi obtida pela Equação 49. Este método indica o grau de similaridade entre os dados medidos e os estimados usando os modelos, sendo o valor ideal igual a zero. O REMQ é mais sensível a valores extremos.

$$\text{REMQ} = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N [X'_i - X_i]^2} \quad (49)$$

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Análise exploratória dos dados limnológicos

6.1.1 Análise dos componentes principais

Embora tenham sido medidas 32 variáveis, período de 2008 a 2010, o teste de sensibilidade baseado no modelo de Análise Fatorial/Análise dos Componentes Principais (AF/ACP) identificou que apenas 14 delas explicavam de modo significativo a variância total dos dados (Tabela 16). O teste de adequação, Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), apresentou um índice igual a 0,60, considerado aceitável (SILVEIRA; ANDRADE, 2002), demonstrando que o modelo contribui para reduzir significativamente a dimensão dos dados originais (NORUSIS, 1990; HAIR JÚNIOR et al., 2005). Andrade et al. (2007b) estudando os fatores determinantes da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú, Ceará, encontraram KMO semelhante (0,62), também classificado como aceitável.

O modelo de melhor ajuste (maior KMO e maior poder explanatório da variância total com menor número de fatores) foi o de cinco componentes (Tabela 16).

Tabela 17 - Matriz de cargas fatoriais resultante da aplicação do método de componentes principais aos dados de qualidade das águas do reservatório de Orós, CE

Nº	Variáveis	Componentes				
		C1	C2	C3	C4	C5
1	RAS	0,902	0,193	0,006	-0,073	-0,326
2	K ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	0,890	0,120	0,070	-0,111	-0,337
3	Na ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	0,881	0,150	0,216	-0,175	-0,319
4	pH	0,803	-0,167	0,028	0,160	0,385
5	Clorofila-a (µg L ⁻¹)	0,652	-0,267	0,055	0,296	0,243
6	OD (mg L ⁻¹)	0,640	-0,267	-0,007	0,424	0,129
7	Cor Aparente (uH)	-0,119	0,943	0,033	-0,027	0,186
8	Turbidez (UNT)	0,094	0,929	-0,091	-0,061	0,054
9	Transparência (m)	-0,327	-0,652	0,132	0,027	-0,413
10	Mg ⁺² (mmol _c L ⁻¹)	-0,068	-0,050	0,787	-0,495	-0,029
11	Ca ⁺² (mmol _c L ⁻¹)	0,023	-0,118	0,773	-0,453	0,159
12	SST (mg L ⁻¹)	-0,233	0,222	0,648	0,597	-0,101
13	SIS (mg L ⁻¹)	-0,201	0,231	0,582	0,670	-0,175
14	NTK (mg L ⁻¹)	0,188	-0,130	0,252	-0,066	0,763
	Autovalor	4,13	2,56	2,12	1,61	1,40
	Variância (%)	29,48	18,27	15,14	11,47	10,02
	Variância acumulada (%)	29,48	47,75	62,90	74,37	84,39

Fonte: Elaborada pelo autor.

Verifica-se que os cinco primeiros componentes explicaram respectivamente 29,48; 18,27; 15,14; 11,47; 10,02% da variância total dos dados, concentrando em cinco dimensões 84,39% das informações antes distribuídas em quatorze dimensões (Tabela 16). Resultados semelhantes foram encontrados por Li et al. (2011), identificando as fontes naturais e antropogênicas de poluição das águas superficiais nas bacias de Changjiang, Huaihe, rios Amarelo e Haihe, China, pelo emprego da análise multivariada, por meio da qual encontraram um modelo formado por cinco componentes, explicando 83,35% da variância total. Andrade et al. (2008) estudando a qualidade das águas do rio Trussu localizado na bacia do Alto Jaguaribe, Ceará, encontraram um modelo formado por três componentes, explicando 76,41 % da variância total, para as águas superficiais.

Os valores das cargas fatoriais para os componentes (Tabela 16) expressam a relação entre fatores e variáveis e permitem identificar as variáveis de maior peso em cada componente. Os valores elevados dos pesos fatoriais sugerem quais sejam as variáveis mais significativas e que mais contribuem para explicar a variância total em cada fator. No primeiro componente, C1, as variáveis “RAS; K^+ e Na^+ ” apresentaram pesos superiores a 0,88, indicando que estas são as mais significativas na classe C1. A segunda, C2, é explicada, principalmente, pelas variáveis: “cor aparente” e “turbidez” (peso > 0,92). A componente C3 apresentou as variáveis Mg^{+2} (magnésio) e Ca^{+2} (cálcio) como as mais significativas, com peso superior a 0,77. Já as C4 e C5 foram formadas por uma única variável em cada componente, que é SIS (peso = 0,670) e NTK (peso = 0,763).

Em geral, quando a matriz do peso fatorial apresenta valores muito próximos entre si ou próximos do valor médio, a identificação das variáveis mais significativas se torna difícil. Para minimizar essa limitação, utilizou-se o algoritmo “varimax” que aplica uma transformação ortogonal que maximiza a variância entre os fatores, alterando a raiz característica sem afetar a proporção da variância total explicada pelo conjunto (MONTEIRO; PINHEIRO, 2004). Esse procedimento vem sendo empregado com sucesso (ANDRADE et al., 2007a; ANDRADE et al., 2008; PALÁCIO et al., 2008; LOPES et al., 2009) para a identificação de variáveis significativas. Maiores informações sobre o método varimax, podem ser encontradas em Dillon; Goldstein (1984); Hair Júnior et al., (2005); Corrar et al., (2007).

A adoção da matriz transformada pelo algoritmo varimax (Tabela 17), neste estudo, gerou mudanças significativas em relação à matriz original (Tabela 16). Pode-se observar uma melhor distribuição da variância total entre os cinco componentes. Comparando-se as Tabelas 16 e 17, verifica-se uma redução do percentual da variância total

explicada pela VF1 (23,00%) e VF2 (17,24%) com um consequente aumento do percentual da variância explicado por VF3 (16,94%), VF4 (13,76%) e VF5 (13,44%), sem ocorrer variação do total explicado pelo modelo (84,39%), como afirmaram Monteiro e Pinheiro (2004). Melhor distribuição da variância total entre as componentes pela rotação da matriz também foi observada por Singh et al. (2005); Bouza-Deaño et al. (2008); Andrade et al. (2010); Li et al. (2011); Zhang et al. (2011); Guedes et al. (2012), em pesquisas de qualidade de água.

Tabela 18 - Matriz de cargas fatoriais das variáveis transformadas pelo algoritmo varimax nos cinco componentes principais selecionados das águas do reservatório

Nº	Variáveis	Componentes					C*
		VF1	VF2	VF3	VF4	VF5	
1	Na ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	0,950	0,090	0,189	0,174	-0,039	0,978
2	RAS	0,946	0,134	0,200	-0,056	-0,083	0,962
3	K ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	0,942	0,060	0,199	0,020	-0,083	0,938
4	Cor Aparente (uH)	-0,056	0,931	-0,199	0,020	0,170	0,938
5	Turbidez (UNT)	0,178	0,899	-0,191	-0,089	0,063	0,940
6	Transparência (m)	-0,122	-0,783	-0,275	0,067	0,107	0,888
7	pH	0,399	0,022	0,822	-0,019	-0,110	0,720
8	Clorofila-a (µg L ⁻¹)	0,329	-0,145	0,712	-0,091	0,040	0,646
9	NTK (mg L ⁻¹)	-0,256	0,150	0,676	0,377	-0,117	0,702
10	OD (mg L ⁻¹)	0,362	-0,193	0,663	-0,235	0,122	0,678
11	Mg ⁺² (mmol _c L ⁻¹)	0,082	-0,070	-0,141	0,909	0,115	0,872
12	Ca ⁺² (mmol _c L ⁻¹)	0,037	-0,064	0,074	0,908	0,069	0,842
13	SIS (mg L ⁻¹)	-0,048	0,043	-0,025	0,030	0,952	0,912
14	SST (mg L ⁻¹)	-0,102	0,060	-0,007	0,139	0,925	0,890
Autovalor		3,22	2,41	2,37	1,93	1,88	
Variância (%)		23,00	17,24	16,94	13,76	13,44	
Variância acumulada (%)		23,00	40,24	57,18	70,95	84,39	

* C: Comunalidade – quando superior a 0,5 significa que o fator correspondente reproduz mais da metade da variância da variável correspondente.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Após a rotação, a componente VF1 expressou uma alta associação com os parâmetros Na⁺ (0,950), RAS (0,946) e K⁺ (0,942). Resultados semelhantes foram encontrados por Andrade et al. (2007b) e Palácio et al (2011) em estudos com águas superficiais no estado do Ceará, nos quais o Na⁺ apresentou alta carga fatorial na primeira componente. A VF4 apresentou altos coeficientes positivos para os elementos Mg⁺² (0,909) e Ca⁺² (0,908). Ambos os componentes VF1 e VF4 são indicadores dos parâmetros hidroquímicos (saís), evidenciando que estão relacionados ao processo natural de

intemperismo (BRODNJAK-VONCINA et al., 2002). Geologicamente a bacia do Alto Jaguaribe é constituída de rochas do embasamento cristalino pré-cambriano (81,28%), representado por gnaisses e migmatitos diversos, quartzitos e metacalcários, associados a rochas plutônicas e metaplutônicas de composição predominantemente granítica (RADAMBRASIL, 1981).

A VF2 apresenta elevados coeficientes positivos com cor aparente (0,931), turbidez (0,899), e coeficiente negativo com a transparência (-0,783). Já para a VF5 verifica-se alta carga fatorial para as variáveis SIS e SST (pesos superiores a 0,92). As variáveis agrupadas pelos componentes VF2 e VF5 representam um único fator “físico” que expressa a influência do escoamento superficial das áreas agrícolas (7,25%), solo exposto (1,24%) e áreas antropizadas (18,50%) da área da bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe, Ceará (COGERH, 2011). Além disso, 31,9% da área da bacia tem solo predominante do tipo Neossolos (JACOMINE et al., 1973).

A VF3 recebeu maior peso do pH, Clorofila-a, NTK e OD, respectivamente (Tabela 17), sendo componente indicador da poluição orgânica. Essa VF apresentou-se como componente indicativo da ação antrópica na qualidade das águas. A VF3 sugere que as atividades agrícolas e pastoris da região, fontes de poluição difusa, e o baixo percentual (11,22%) de domicílios conectados à rede do sistema de esgotos domésticos na bacia do Alto Jaguaribe (IPECE, 2010), influenciam a concentração dos nutrientes nas águas superficiais. O nitrato e o fósforo são elementos definidos pela literatura como indicadores das atividades agropecuárias (RAVICHANDRAN et al., 1996; ANDRADE et al., 2007a).

6.1.2 Análise de agrupamento

A existência de similaridade das propriedades das águas entre pontos de coleta do reservatório Orós no período monitorado foi avaliada aplicando-se o método de análise de agrupamento hierárquico com base nas variáveis com significância na explicação da variância total dos dados (Tabela 17). Para definir o número de grupos, tomou-se como base a primeira grande diferença entre os coeficientes de aglomeração de dois grupos consecutivos 16,8 (0,198-0,030) (Tabela 18). No dendrograma (Figura 41), fica explícito que o ponto ótimo de corte é a distância de valor logo acima de 1,927. A partir destas, há um distanciamento maior na medida de similaridade para a formação de agrupamentos posteriores. Mais informações sobre critérios para identificação do ponto de corte podem consultar Norusis, (1990); Hair Júnior et al. (2005); Corrar et al., (2007). O número de grupos definido no estudo de

agrupamento depende do maior ou menor grau de homogeneidade que se deseja impor aos grupos formados (ANDRADE et al., 2008).

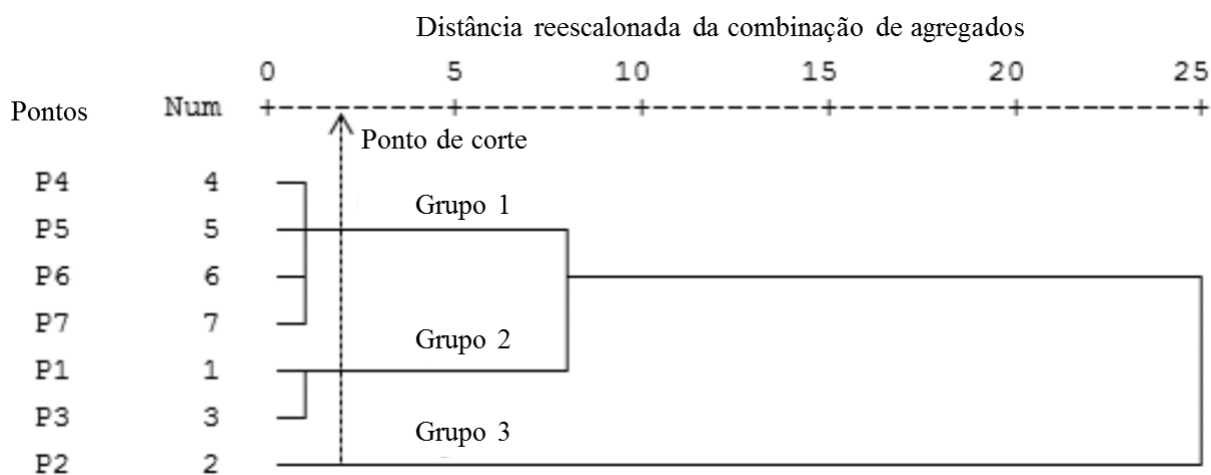
Tabela 19 - Variação do coeficiente de aglomeração para a análise hierárquica de agrupamentos

Nº de agrupamentos	Coeficientes	Diferença entre coeficientes (%)	Distância reescalada
6	0,000	0,1	1,000
5	0,001	0,7	1,036
4	0,008	2,1	1,260
3	0,030	16,8	1,927
2	0,198	57,2	7,167
1	0,770		25,000

Fonte: Elaborada pelo autor.

A análise de similaridade das águas do açude Orós permitiu a formação de três grupos (Figura 41) com qualidade distinta (Tabela 19). O Grupo 1, formado pelas águas provenientes dos pontos P4, P5, P6 e P7, o Grupo 2 pelas águas oriundas dos pontos P1 e P3; e o Grupo 3 foi composto unicamente pelas águas do ponto P2, Figura 42.

Figura 41 - Dendrograma dos agrupamentos das águas do reservatório Orós

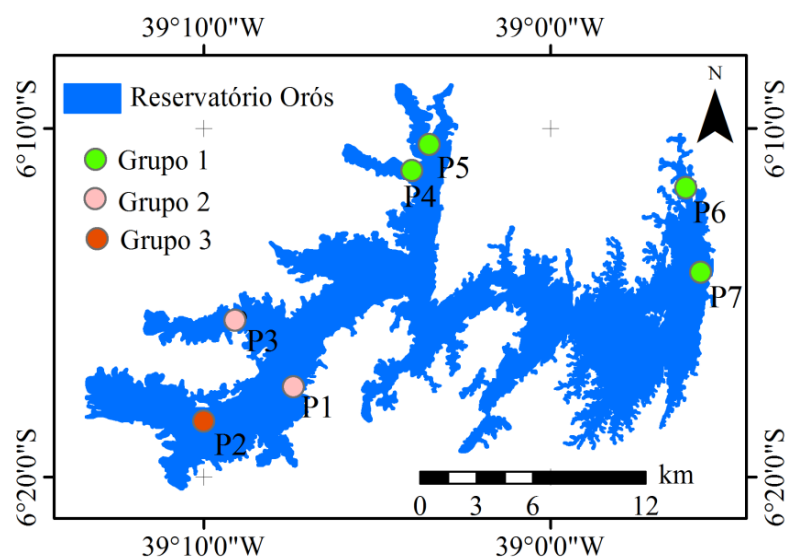


Fonte: Elaborada pelo autor.

A análise da Figura 41 mostra que o monitoramento dos sete pontos pode ser reduzido para três pontos (Figura 42). Singh et al. (2004), monitorando oito pontos para avaliar a qualidade das águas do rio Gomti no norte da Índia, verificaram que os pontos de coleta poderiam ser reduzidos para três. Palácio et al. (2009) estudando a qualidade das águas

superficiais em sete pontos da bacia do Curu, Ceará, avaliaram a similaridade das águas pelo emprego da técnica de análise multivariada, de agrupamento, através da qual verificaram que os pontos de coletas poderiam ser reduzidos para quatro.

Figura 42 - Distribuição dos grupos no reservatório Orós, Ceará



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os atributos determinantes para a formação do Grupo 1 foram turbidez (5,78 UNT - Unidade Nefelométrica de Turbidez), cor aparente (32,34 uH - unidade Hazen) e transparência (1,07 m) cujos valores apresentaram diferenças estatisticamente significativas (ao nível de 1%, teste T) aos demais grupos. Trata-se de um grupo formado por pontos com maiores valores de transparência e menores valores de turbidez e cor aparente (Tabela 19), sendo estes, portanto, os atributos determinantes da dissimilaridade da qualidade das águas dos pontos estudados na bacia hidráulica do reservatório Orós. Em torno do açude Orós, o uso e ocupação do solo caracteriza-se por pastagens naturais e de manejo (32,98%) capoeiras (15,68%) e rizinocultura (11,17%) (SOARES et al., 2009). Tal ocupação agrícola, aliada à falta de saneamento, representam riscos à qualidade das águas (BRASIL, 2005).

Para os demais parâmetros, o Grupo 1 foi igual aos grupos 2 e 3, com exceção do pH (8,52), SST (11,75 mg L⁻¹) e SIS (5,26 mg L⁻¹) que diferiram do Grupo 3, e para quais o Grupo 1 apresentou os menores valores para os SST e SIS e maiores valores para o pH. Para a clorofila-a, o Grupo 1 apresentou maior concentração (20,04 mg L⁻¹) e diferiu estatisticamente do Grupo 2.

Tabela 20 - Estatística das variáveis limnológicas do reservatório Orós para os três grupos, definidos pela análise de agrupamento

Variáveis	Unidades	Estatísticas	Grupos		
			1	2	3
pH		Média	8,52 ± 0,46 a	8,37 ± 0,44 ab	8,23 ± 0,36 b
		Mínimo	7,40	7,37	7,44
		Máximo	9,40	9,28	8,93
Turbidez	(UNT)	Média	5,78 ± 4,14 a	15,00 ± 9,79 b	33,18 ± 21,28 c
		Mínimo	1,12	6,00	7,50
		Máximo	24,00	43,00	99,00
Cor aparente	(uH)	Média	32,34 ± 14,64 a	61,23 ± 22,62 b	116,03 ± 105,13 c
		Mínimo	5,00	30,00	45,5
		Máximo	73,00	109,00	500,00
SST	(mg L ⁻¹)	Média	11,75 ± 11,69 a	20,77 ± 25,67 ba	22,60 ± 21,95 bc
		Mínimo	2,00	3,30	5,00
		Máximo	88,00	100,00	99,00
SIS	(mg L ⁻¹)	Média	5,26 ± 10,79 a	9,84 ± 14,44 ba	15,60 ± 18,57 bc
		Mínimo	0,25	1,30	3,50
		Máximo	82,00	78,00	82,00
NTK	(mg L ⁻¹)	Média	0,85 ± 0,37 a	0,75 ± 0,27 a	0,80 ± 0,48 a
		Mínimo	0,23	0,31	0,31
		Máximo	2,25	1,51	2,30
Clorofila-a	(µg L ⁻¹)	Média	20,04 ± 15,12 a	9,29 ± 8,56 b	12,30 ± 14,72 ab
		Mínimo	2,00	1,30	1,34
		Máximo	60,24	30,97	45,87
OD	(mg L ⁻¹)	Média	6,89 ± 1,77 a	6,77 ± 2,49 a	6,25 ± 1,72 a
		Mínimo	2,05	2,31	2,29
		Máximo	9,65	11,12	8,85
Ca ²⁺	(mmol _c L ⁻¹)	Média	1,83 ± 0,32 a	1,77 ± 0,27 a	1,78 ± 0,28 a
		Mínimo	1,39	1,15	1,12
		Máximo	3,01	2,32	2,49
Mg ²⁺	(mmol _c L ⁻¹)	Média	0,76 ± 0,25 a	0,74 ± 0,22 a	0,73 ± 0,20 a
		Mínimo	0,38	0,23	0,34
		Máximo	1,71	1,36	1,28
Na ⁺	(mmol _c L ⁻¹)	Média	1,04 ± 0,69 a	1,04 ± 0,75 a	1,05 ± 0,72 a
		Mínimo	0,37	0,32	0,37
		Máximo	3,23	2,97	2,72
K ⁺	(mmol _c L ⁻¹)	Média	0,18 ± 0,10 a	0,18 ± 0,11 a	0,17 ± 0,11 a
		Mínimo	0,08	0,06	0,06
		Máximo	0,42	0,48	0,42
Transparência	(m)	Média	1,07 ± 0,57 a	0,64 ± 0,19 b	0,42 ± 0,17 c
		Mínimo	0,17	0,17	0,12
		Máximo	2,47	1,08	0,70
RAS		Média	0,91 ± 0,61 a	0,93 ± 0,67 a	0,94 ± 0,65 a
		Mínimo	0,32	0,33	0,33
		Máximo	2,92	2,74	2,53

* Médias seguidas de letras minúsculas diferentes, diferem entre si na linha pelo teste T, a nível de 1% de significância.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Os atributos determinantes para a formação do Grupo 2 foram turbidez (15,62 UNT), cor aparente (62,31 uH) e transparência (0,63 m), que diferiram estatisticamente a 1%, teste T, dos demais grupos. Este grupo apresentou os valores médios intermediários das concentrações dos referidos atributos (Tabela 19).

Em relação ao Grupo 3, os atributos que diferiram estatisticamente a 1%, teste T, dos demais grupos foram também a turbidez, cor aparente e transparência, que apresentaram os maiores valores em relação aos demais grupos, com exceção da transparência que apresenta o menor valor (Tabela 19). Verifica-se que os parâmetros físicos foram determinantes para a formação dos três grupos. Os atributos físicos expressam a influência do escoamento superficial das áreas agrícolas (7,25%), solo exposto (1,24%) e áreas antropizadas (18,50%) da área total da bacia do Alto Jaguaribe, Ceará, (COGERH, 2011). Soares et al. (2009) determinando as classes de uso e ocupação do solo nas áreas de entorno do açude Orós, verificaram que 59,83% do uso total já sofreram alterações (pastagens naturais e de manejo, capoeira e rizinocultura). A variabilidade dos atributos determinantes da qualidade das águas é definida pelas condições naturais do clima, da geomorfologia e geoquímica do ambiente, bem como pelo uso e ocupação do solo (FULLER, 2008; FERNANDES et al., 2010).

A formação do Grupo 3, unicamente pelo ponto 2, ocorre pelo fato de o mesmo ser o maior afluente de contribuição para o acúmulo de água no reservatório Orós, Ceará. Isso ressalta a importância do afluente rio Jaguaribe como contribuinte, uma vez que, segundo Araújo (2003), a perda média de volume de água armazenado nos reservatórios cearenses, devido ao assoreamento, é de 1,85% a cada década. Para o estado do Ceará, estima-se que essa perda seja de aproximadamente 22 hm³ por ano.

A similaridade das águas foi influenciada pelas atividades antrópicas exercidas nas proximidades do reservatório e ao longo da bacia. Tanriverdi; Demirkiran (2010), encontraram resultados semelhantes estudando a qualidade da água de superfície da bacia do rio Ceyhan, Turquia. Aplicando análise de agrupamento, as águas do rio Ceyhan foram divididas em três grupos, sendo estes, influenciados pelas atividades antrópicas (industrial e instalações agrícolas).

Os valores dos parâmetros indicadores da qualidade das águas - pH, turbidez, oxigênio dissolvido – OD e clorofila-a apresentaram-se abaixo dos limites máximos estabelecidos na Resolução Conama nº 357/2005, resultando em uso compatível com águas doce de Classe 2 (Tabela 20), as quais são destinadas: ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional; a proteção das comunidades aquáticas; a recreação de

contato primário; a atividade de pesca; a irrigação de hortaliças e plantas frutíferas que são consumidas cruas.

Tabela 21 - Padrão de qualidade para águas doce de Classe 2 - Resolução Conama nº 357/2005

Variáveis	Limite Classe 2
pH	6,0 a 9,0
Turbidez (UNT)	100
Clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	30
OD (mg L^{-1})	$\geq 5,0$

Fonte: Elaborada pelo autor.

Quanto ao processo de eutrofização, a concentração de clorofila-a é considerada uma medida da resposta do corpo hídrico à presença de nutrientes, principalmente, o fósforo total e o nitrogênio total, sendo um indicador da biomassa das algas. Assim, as presenças de nutrientes e clorofila representam de forma satisfatória, como indicadores da causa e do efeito do processo de eutrofização. As águas pertencentes aos Grupos 1 e 3 foram classificadas como eutróficas (Tabela 21), enquanto as águas dos Grupo 2 (P1 e P3) foram classificadas com mesotróficas. O estado eutrófico para o Grupo 1 (P4, P5, P6 e P7) e Grupo 3 (P2) é um indicativo da ocupação, uso e manejo inadequados do solo no entorno do reservatório e na sua bacia de contribuição. Soares et al. (2009) verificaram que as Áreas de Preservação Permanente (APP) são principalmente ocupadas com pastagens (42,38%) e com cultura do arroz (15,83%), restando apenas 7,77% de sua área com vegetação natural.

Considera-se que num corpo hídrico, em que o processo de eutrofização encontra-se plenamente estabelecido, o estado trófico determinado pela concentração de clorofila-a coincidirá com o estado trófico determinado pelo índice do fósforo. No entanto, a concentração de clorofila-a não depende apenas da disponibilidade de fósforo total, mas também de outros nutrientes e de fatores como a disponibilidade de luz na coluna de água.

Pela avaliação correspondente ao fósforo total, às águas superficiais do reservatório Orós são classificadas como eutróficas (Tabela 21). Duas das principais fontes artificiais de fósforo são os esgotos domésticos e os fertilizantes agrícolas (ALEXANDRE et al., 2010; CASTRO; MENDONÇA, 2004; RÄIKE et al., 2003; SHRESTHA; KAZAMA, 2007). Das áreas de uso e ocupação do solo em entorno do açude Orós, 59,83% do uso total já sofreram alterações (pastagens naturais e de manejo, capoeira e rizinocultura) (SOARES et

al., 2009) e apenas 11,22% dos domicílios tem esgotamento ligado à rede na bacia do Alto Jaguaribe (IPECE, 2010).

Tabela 22 - Critério de classificação para eutrofização e enquadramento dos grupos similares quanto à qualidade da água

Categorias Tróficas	Clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Fósforo Total (mg L^{-1})
Oligotrófico	$\leq 4,8$	$\leq 0,028$
Mesotrófico	4,8 – 12	0,028 – 0,072
Eutrófico	≥ 12	$\geq 0,072$
Valores médios para os grupos		
Grupo 1	20,04	0,10
Grupo 2	9,29	0,14
Grupo 3	12,30	0,16
Classificação dos grupos quanto a eutrofização		
Grupo 1	Eutrófico	Eutrófico
Grupo 2	Mesotrófico	Eutrófico
Grupo 3	Eutrófico	Eutrófico

Fonte: Salas; Martino (2001).

Identifica-se pela Tabela 22 que as águas para uso na agricultura irrigada não apresentam risco de sodicidade, já que os valores médios da RAS são inferiores ao limite que restringe a água para irrigação, ou seja, 3,0 (AYERS; WESTCOT, 1999). No entanto, quando a RAS foi avaliada conjuntamente com a condutividade elétrica da água – CEa, Tabela 22, conforme proposto por Ayers e Westcot (1999), verificou-se que o grau de restrição de uso quanto ao risco de causarem problema de infiltração é severo para os grupos 1 e 2, RAS entre 0,0 e 3,0 e CEa menor que 0,20 (dS m^{-1}), e, ligeiro e moderada para o grupo 3, RAS entre 0,0 e 3,0 e CEa entre 0,20 a 0,70 (dS m^{-1}). O problema de infiltração é causado pela lixiviação das argilas para as camadas mais profundas, provocando obstrução dos poros. Para uma mesma RAS°, a infiltração em geral é acrescida com o aumento da CEa e diminui com a redução desta (AYERS; WESTCOT, 1999).

Por outro lado a qualidade das águas para uso na agricultura irrigada não apresentou nenhum risco de gerar problemas de salinidade, $\text{CEa} < 0,700 \text{ dS m}^{-1}$ ou toxidez do íon sódio ($3,0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) (AYERS; WESTCOT, 1999).

A dinâmica do sódio, cálcio, magnésio e potássio (Tabela 19) nas águas superficiais do reservatório Orós, apresenta baixa variação espacial; comportamentos semelhantes foram encontrados por Alexandre et al. (2010), Meireles et al. (2007) e Palácio et al. (2009), estudando a qualidade das águas na região semiárida do Brasil.

Tabela 23 - Graus de restrições das águas do açude Orós, Ceará, para uso na irrigação

Grupos	RAS	CEa (dS m ⁻¹)
Grupo 1	0,91	0,185
Grupo 2	0,93	0,194
Grupo 3	0,94	0,210
Grau de restrição para uso		
Grupo 1	Severo	
Grupo 2	Severo	
Grupo 3	Ligeiro a moderado	

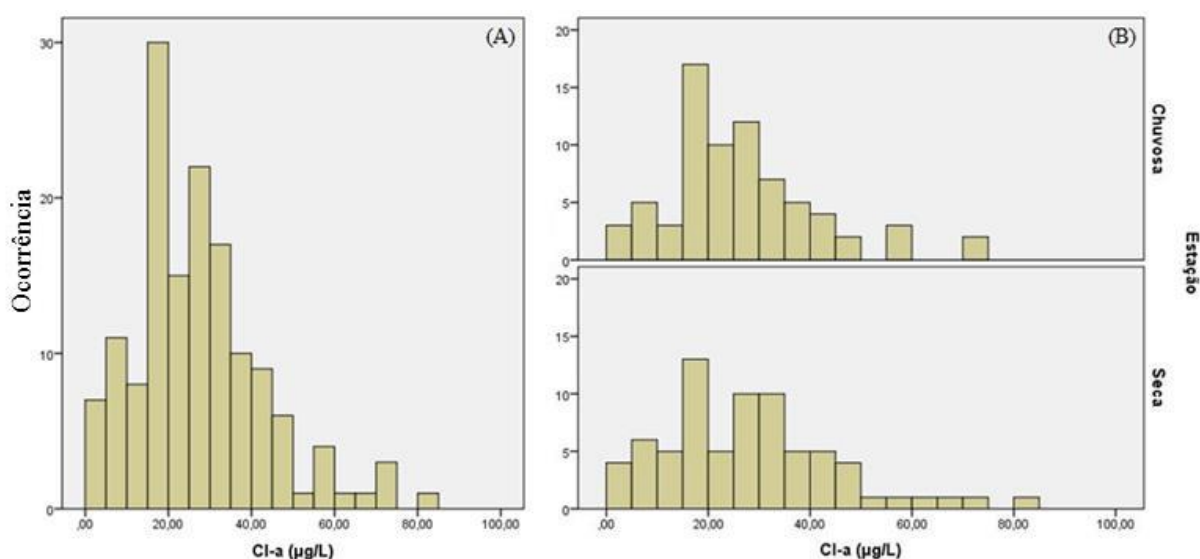
Fonte: Elaborada pelo autor.

6.2 Dinâmica espaço-temporal de atributos limnológicos na água do açude Orós

6.2.1 Clorofila-a

A distribuição de frequências dos valores das concentrações de clorofila-a é apresentado nos histogramas da Figura 43, para os anos de 2011 e 2012. As maiores frequências das concentrações de clorofila-a são encontradas nos intervalos entre 15 e 35 µg L⁻¹ (Figura 43A), e independentemente da estação chuvosa ou seca (Figura 43B). As maiores concentrações de clorofila-a acontecem na estação seca, devido à maior transparência da coluna d'água e consequentemente maior disponibilidade de energia para a atividade fotossintética, e também devido à disponibilidade de nutrientes como o fósforo total e os nitrogênios.

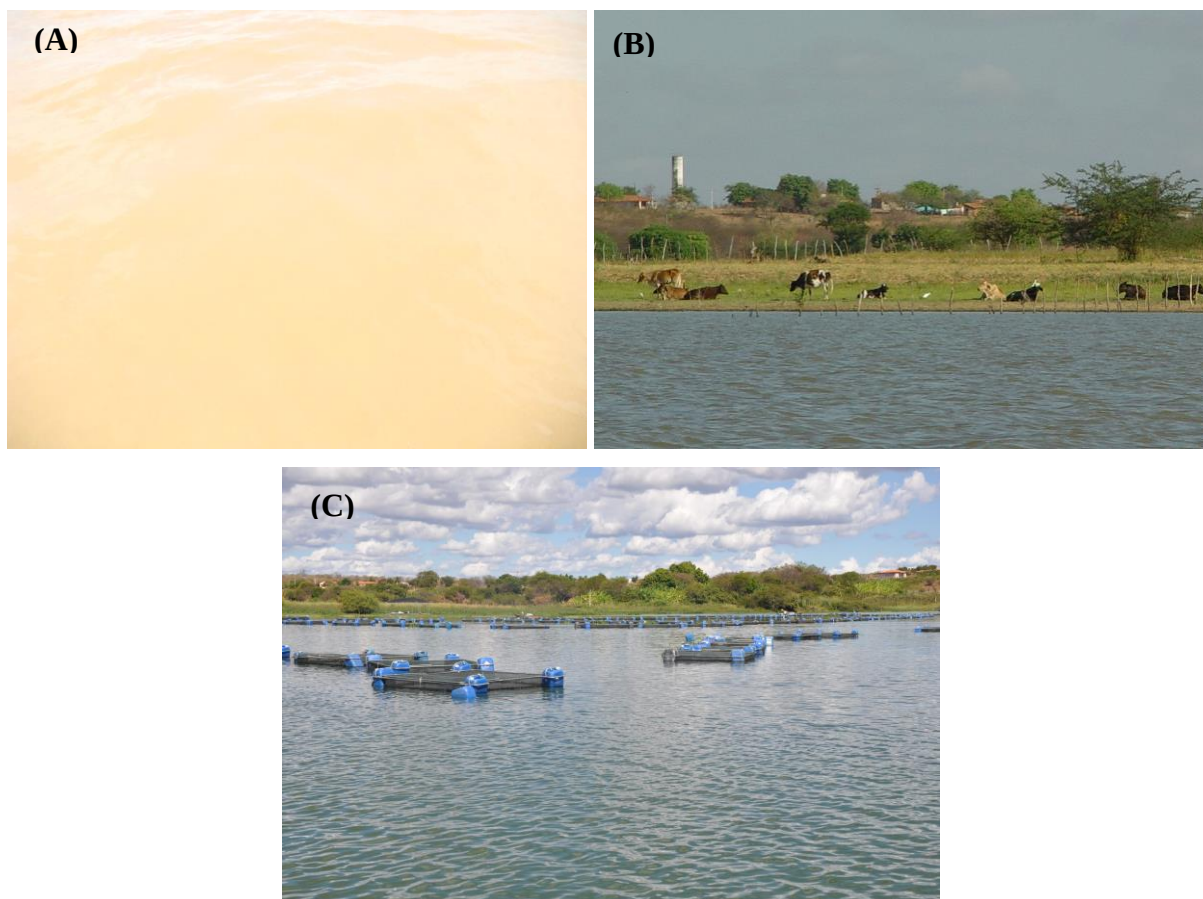
Figura 43 - Histogramas da concentração de clorofila-a para as águas do reservatório Orós, CE, (A) geral e (B) por estação



Fonte: Elaborada pelo autor.

Analisa-se que quase todas as amostras de água foram classificadas como eutróficas, ou seja, com concentrações de clorofila-a $\geq 12 \mu\text{g L}^{-1}$, Figura 43. A eutrofização é um dos problemas mais graves e recorrentes nos corpos hídricos, e é ocasionada pela carga de nutrientes aos reservatórios, especialmente de nitrogênio e fósforo. As principais fontes de nutrientes são: as descargas de esgotos domésticos (Tabela 9) e industriais (Tabela 10); afluência de partículas de solos, contendo nutrientes, em decorrência de erosão hídrica (Figura 44A); presença de gado, principalmente no entorno do reservatório (Figura 44B), e exploração de piscicultura intensiva no espelho d'água do açude (Figura 44C).

Figura 44 - Espelho d'água do reservatório Orós com sólidos suspensos (A), presença de animais nas margens e (C) piscicultura



Fonte: autor.

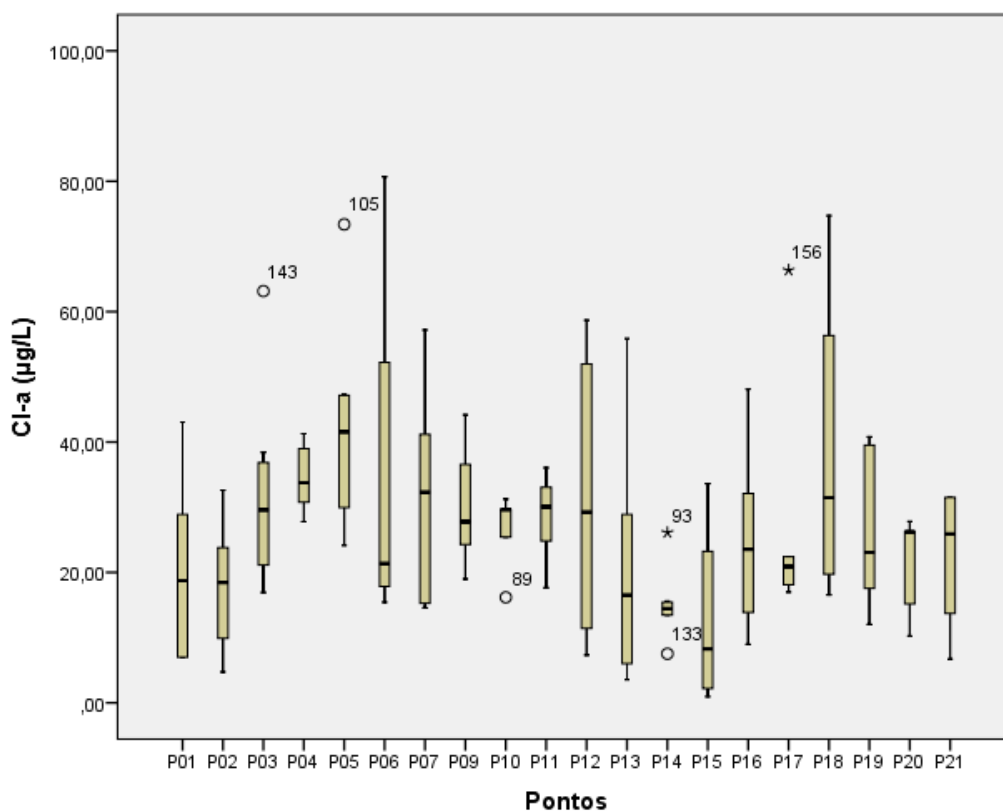
Outros fatores que desempenham importante papel no processo de eutrofização de reservatórios na região semiárida é a intensidade de renovação da massa de água armazenada

no açude, que varia a cada ano, em função da intensidade do período chuvoso (Figura 28) e também a alta insolação (Tabela 6).

A variação espacial das concentrações de clorofila-a pode ser vista na Figura 45, onde se constata que as maiores concentrações foram observadas nos pontos P06 (riacho Santarém), valor de $80,67 \mu\text{g L}^{-1}$ e P18 (tanques-rede), valor $74,17 \mu\text{g L}^{-1}$.

Para o ponto P06, o uso das margens do açude como pastagem para o rebanho bovino e para a agricultura de vazante pode contribuir para o aumento da concentração de fósforo. Outro aspecto que pode contribuir para esse aumento das concentrações de clorofila é a forma do lago (BERNHART, 1982). Segundo o autor, num lago em formato de um longo funil, embora com carga de fósforo pequena, pode ter um aumento local devido à presença de um tributário descarregando toda sua carga em um único ponto do reservatório. Destaca-se que as elevadas taxas de evaporação e a vazão zero dos riachos (curso intermitente), contribuem para as concentrações mais elevadas de fósforo com consequente aumento do risco de eutrofização do corpo hídrico. Ocorre também a decomposição das próprias plantas aquáticas que enriquecem as águas com nutrientes (ESTEVES; CAMARGO, 1986).

Figura 45 - Variação espacial das concentrações de clorofila-a para as águas do reservatório Orós, Ceará



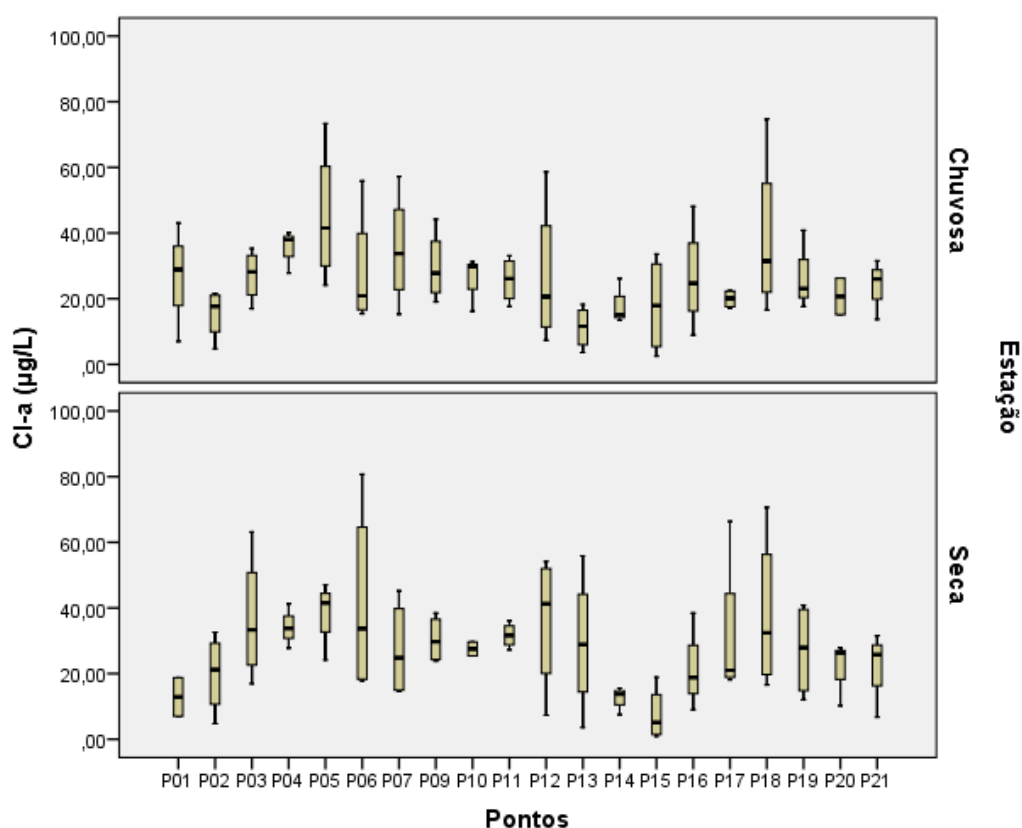
Fonte: Elaborada pelo autor.

Os valores elevados do P18 resultam do acúmulo de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, proveniente do arraçoamento dos tanques-rede (MEIRELES et al., 2013). As rações comerciais brasileiras, de modo geral, que apresentam percentual de fósforo orgânico entre 0,5 a 3% (CARVALHO; DAVID, 2008), são disponibilizadas no sistema aquático e podem estimular a produtividade primária local. Estima-se que até 30% da ração destinadas à produção são desperdiçadas (BEVERIDGE, 2004; PILLAY, 2004). Portanto, toda essa matéria orgânica não é aproveitada pelos animais, sendo adicionadas no ecossistema aquático tanto a ração não aproveitada como também os efluentes (MUNDAY et al., 1992; PILLAY, 2004). Isso pode resultar no aumento do grau de trofia da água, devido à disponibilização no sistema aquático destes efluentes (HENRY et al., 2006) com reflexos na qualidade das águas, sendo esta situação um dos aspectos mais preocupantes para os gestores dos recursos hídricos. O processo de eutrofização é acelerado quando ocorre o enriquecimento da água com nutrientes como o fósforo, juntamente com o nitrogênio (ESTEVES, 1998; PILLAY, 2004).

Os pontos P10, P14 e P17, não localizados nas margens do reservatório, apresentam menor variação das contrações de clorofila-a.

A variação espaço-temporal das concentrações de clorofila-a, Figura 46, apresenta tendências semelhantes entre as duas estações (chuvosa e seca). O P18, localizado próximo aos tanques-rede, apresenta concentrações máximas de clorofila-a de $74,17 \mu\text{g L}^{-1}$ para a estação chuvosa e de $70,65 \mu\text{g L}^{-1}$ para a estação seca. Verifica-se que essas concentrações de clorofila-a estão acima do padrão de qualidade para águas doce, Classe 2 - Resolução Conama nº 357/2005, valor limite de até $30 \mu\text{g L}^{-1}$. Observa-se para o P17, durante a estação seca, grande variabilidade nas concentrações de clorofila-a e valor máximo de $66,36 \mu\text{g L}^{-1}$. Isso pode ser atribuído à influência dos tanques-rede, uma vez que este ponto está localizado a jusante dos mesmos. Para o P02 foram observadas as menores concentrações de clorofila-a de $4,75 \mu\text{g L}^{-1}$ em ambas as estações. Esse ponto corresponde à principal entrada do reservatório, onde se verificam as menores transparências da água. Esse fato pode ser explicado devido à intensa presença de sedimentos, que causa aumento da turbidez (Figuras 45 e 46), diminuindo a penetração da luz na coluna d'água, causando um declínio na atividade fotossintética.

Figura 46 - Variação espaço-temporal das concentrações de clorofila-a para as águas do reservatório Orós, Ceará



Fonte: Elaborada pelo autor.

6.2.2 Turbidez

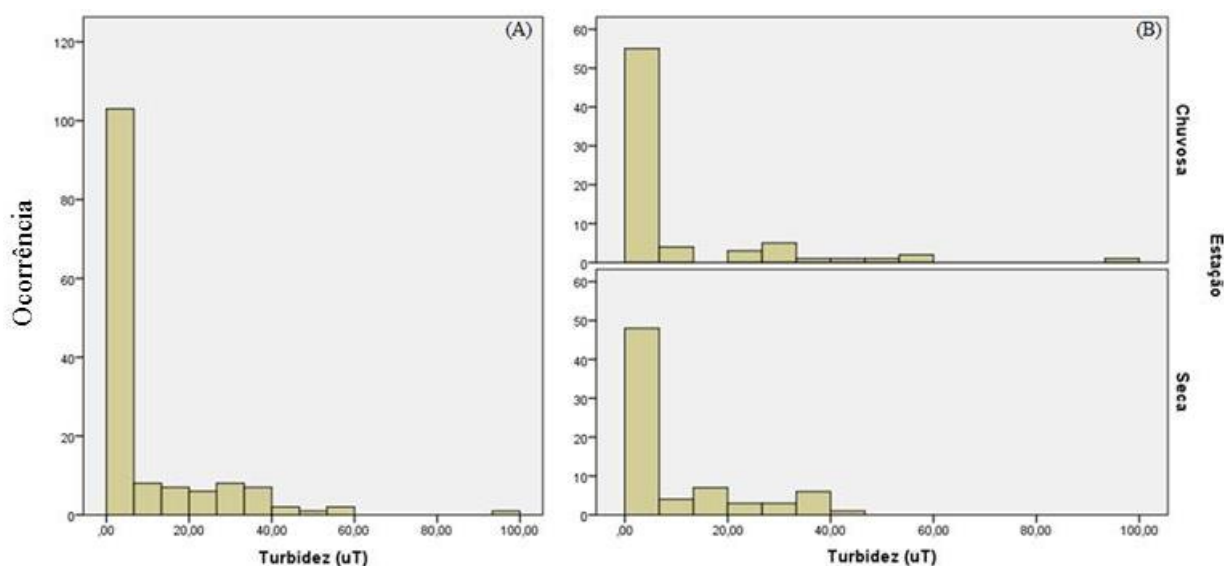
A distribuição de frequências dos valores de turbidez é apresentada no histograma da Figura 47, para os anos de 2011 e 2012. Verifica-se que os valores com maior frequência variaram entre 0 e 5 UNT, sendo esse comportamento comum a estação chuvosa (Figura 47A) e seca (Figura 47B). Os maiores valores de turbidez ocorreram durante a estação chuvosa, variando de 95 a 100 UNT. As principais causas do aumento da turbidez da água são os sólidos em suspensão, os quais podem ser de origem natural (partículas de rocha, areia e silte, além de algas e outros minerais) ou antropogênica (despejos domésticos, industriais, micro-organismos e sedimentos erodidos).

A turbidez diminui a penetração na coluna d'água da energia incidente na superfície da água, reduzindo a realização da fotossíntese que, por sua vez, reduz a reposição do oxigênio (FARIAS, 2006). As partículas inorgânicas provocam o assoreamento dos reservatórios, açudes, e conseqüentemente a redução da capacidade de armazenamento d'água. Araújo (2003), estudando o assoreamento em sete açudes da região semiárida, concluiu que a taxa de decaimento volumétrico médio é de 1,85% a cada década, redução

devido ao aporte de sedimentos. A precipitação dessas partículas pode perturbar o ecossistema aquático (BRANCO, 1986). Sedimentos podem carregar pesticidas e outros tóxicos e sua deposição no fundo de rios e lagos prejudica as espécies bentônicas e a reprodução de peixes (BRAGA et al., 2005).

A água fica turva quando recebe carga de partículas as quais permanecem por certo tempo, em suspensão. A origem das partículas em suspensão pode ser o solo, quando ausente a mata ciliar, a mineração como a retirada de areia e/ou a exploração de argila, indústrias e esgoto doméstico lançado aos rios e/ou açudes sem tratamento adequado.

Figura 47 - Histogramas da turbidez para as águas do reservatório Orós, Ceará, (A) geral e (B) por estação



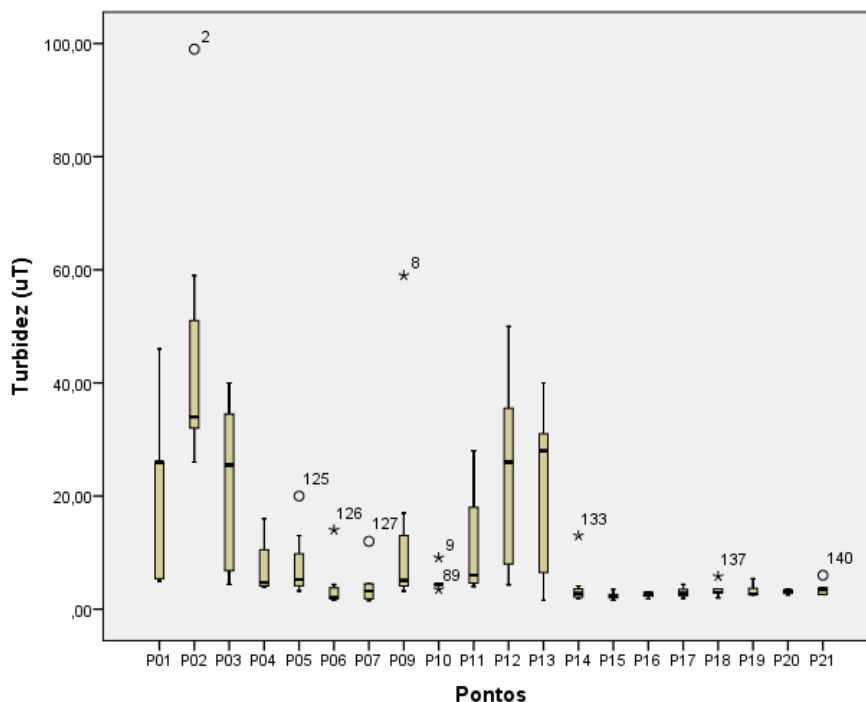
Fonte: Elaborada pelo autor.

Através dos histogramas (Figura 47) pode se observar que a maioria das amostras não tem limitação de luz, tanto para o período, quanto para as duas estações. É baixa a frequência de situações em que a luz seja um fator limitante da produtividade primária.

A variação espacial da turbidez pode ser vista na Figura 48. Constata-se que os maiores valores de turbidez foram observados para os pontos localizados na parte alta do reservatório Orós (P01 a P05; P11 a P13). No geral, o ponto P02 apresentou os maiores valores de turbidez, com o valor máximo de 99,00 UNT, para março de 2011, estação chuvosa na região, estando o mesmo localizado na entrada do principal rio do reservatório Orós, (rio Jaguaribe), que drena uma área em torno de 90% da bacia hidrográfica do açude Orós.

Explica-se este aporte pelo uso e ocupação do solo da bacia do Alto Jaguaribe, a qual apresenta a seguinte distribuição: 18,51% de áreas antropizadas, 7,25% de área agrícola, 0,11% de área irrigada e 1,24% de solo exposto (COGERH, 2011).

Figura 48 - Variação espacial da turbidez das águas do reservatório Orós, CE



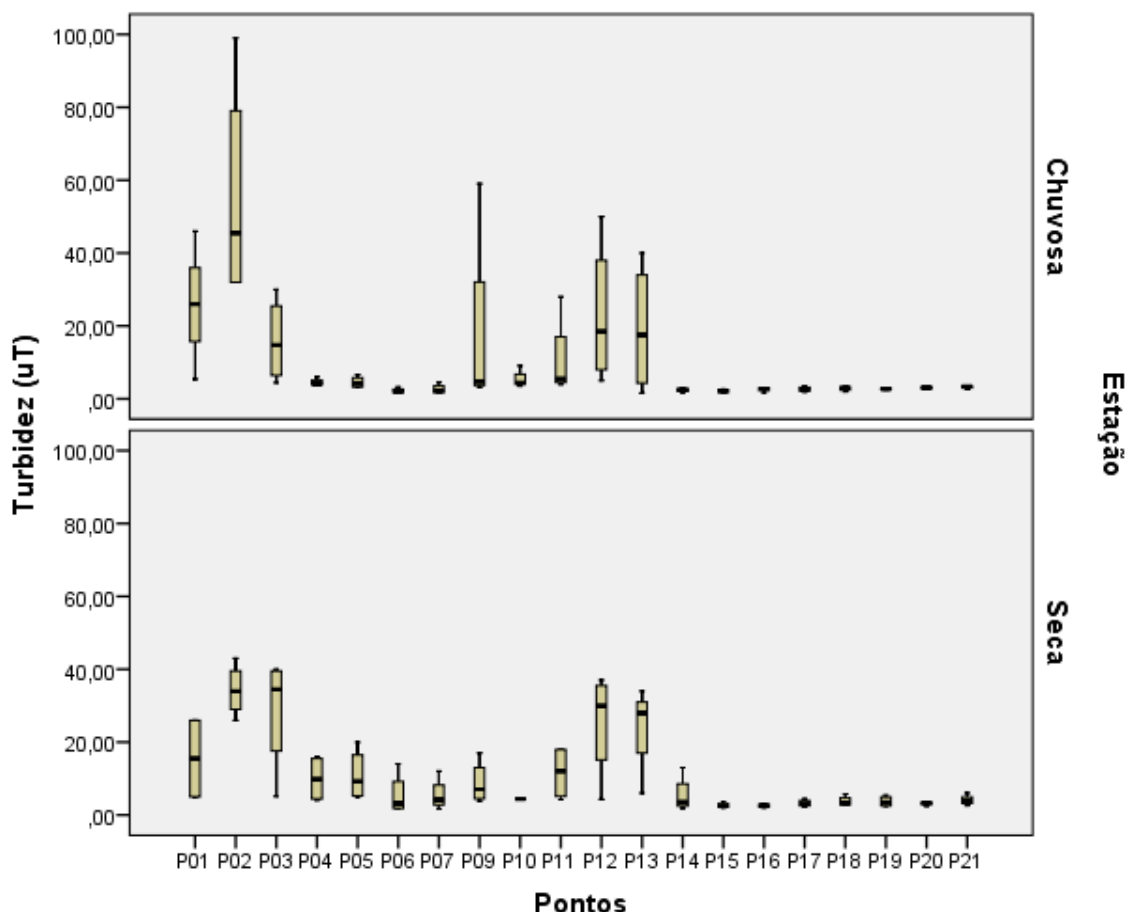
Fonte: Elaborada pelo autor.

Do ponto de vista sanitário, a turbidez pode, quando elevada, afetar esteticamente os corpos d'água ou ainda encarecer o tratamento para os diversos usos. Outro fator a ser considerado, relaciona-se com a fauna e a flora, as quais poderão sofrer impactos decorrentes da redução de penetração de luz (DERISIO, 2000). Essa redução prejudica a busca de alimento para algumas espécies levando a desequilíbrios na cadeia alimentar (BRAGA et al., 2005).

Os valores de turbidez dos pontos localizados na parte baixa do reservatório Orós, P06, P07, P14 a P21 (Figuras 48 e 49), estiveram abaixo de 40 UNT, valor este máximo recomendado pela resolução 357/05 do CONAMA, para enquadramento das águas na classe doce, Classe 1. Estes pontos também apresentaram pequena variação temporal, devido a estarem localizados na parte baixa do reservatório Orós. Desta forma, os pontos que apresentaram maiores valores de turbidez correspondem às entradas dos principais rios e riachos do reservatório Orós, onde ocorrem os principais aportes de sedimentos em suspensão ao corpo hídrico, e os menores estão localizados na parte baixa do reservatório, próximo ao

sangradouro. Tal fato explica-se pelo processo de deposição que ocorre ao longo do corpo hídrico pela dissipação da energia, reduzindo, assim, a capacidade de transporte de sedimentos e redução da turbidez.

Figura 49 - Variação espaço-temporal da turbidez das águas do reservatório Orós, Ceará, por estação



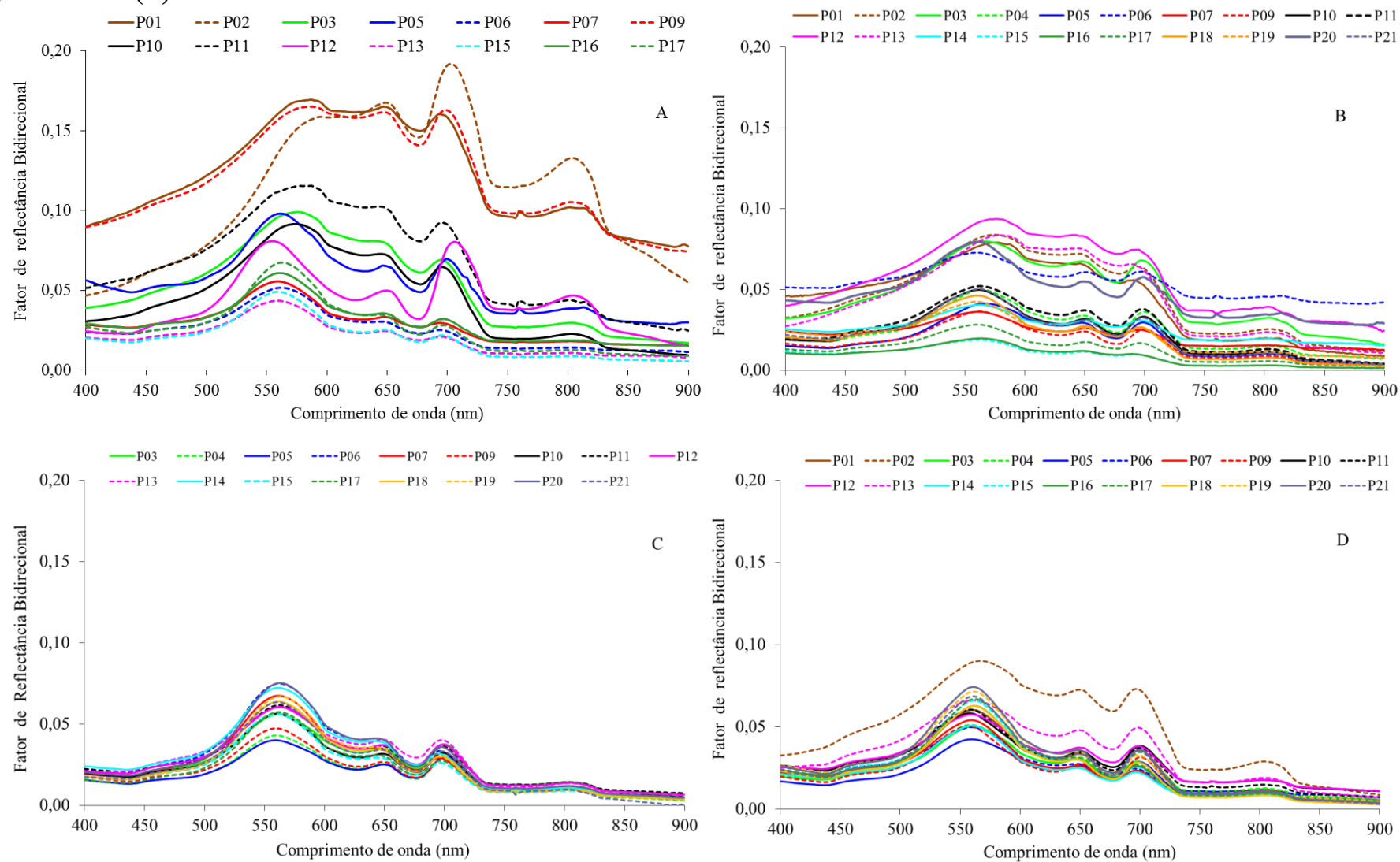
Fonte: Elaborada pelo autor.

6.3 Análise exploratória de dados espectrais do sensoriamento remoto de campo

A curva espectral da água pura apresenta o coeficiente de espalhamento máximo na região do azul decrescendo em direção ao infravermelho próximo. Em águas naturais, a presença de determinadas substâncias interfere na absorção e espalhamento da energia modificando o comportamento espectral da curva de reflectância o que resulta em feições específicas relacionadas ao tipo de componente presente na água (NOVO, 2001). A resposta espectral de um corpo de água é moldada pela composição e concentração dos componentes opticamente ativos presentes. A dinâmica espaço-temporal da composição e concentração das

massas de água no reservatório Orós, identificada pela análise de estatísticas multivariada, foi refletida de maneira significativa na forma e amplitude dos espectros, conforme pode ser observado nas Figuras 50 a 51, nas quais se apresentam os conjuntos de espectros obtidos durante as campanhas de campo realizadas nos meses de março, junho, agosto e novembro de 2011 (Figura 50), e fevereiro, maio, agosto e dezembro de 2012 (Figura 51).

Figura 50 - Comportamento espectral do sistema aquático do reservatório Orós, campanha de campo realizada em março (A), junho (B), agosto (C) e novembro (D) de 2011



Fonte: Elaborada pelo autor.

Em termos de amplitude, os espectros dos pontos amostrais localizados na parte alta do reservatório Orós (Figura 50), referentes ao período da estação chuvosa, foram os que apresentaram maior reflectância. Considerando-se que a magnitude da reflectância é função do coeficiente de retroespalhamento e que este, por sua vez, é altamente correlacionado com a concentração de sólidos em suspensão. O maior valor de SST (Tabela 23 e 24), para os pontos localizados na parte alta do reservatório, explica os maiores valores de reflectância espectral (BARBOSA, 2005; GOODIN et al., 1993; JENSEN, 2009; LODHI et al., 1997).

Tabela 24 - Constituintes opticamente ativos (COAs) da água e parâmetros limnológicos para a coleta de março de 2011

Pontos	pH	CE	Cl-a	SST	SIS	SSV	Turbidez	Transparência	Profundidade
	-	(dS m ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	-----	(mg L ⁻¹)	-----	(UNT)	----- (m) -----	
P1	8,15	0,244	43,04	18,75	13,50	5,25	46,00	0,15	5,90
P2	8,29	0,218	21,68	99,00	82,00	17,00	99,00	0,12	4,60
P3	8,90	0,272	30,97	16,25	9,50	6,75	21,00	0,69	4,20
P5	9,10	0,311	35,78	15,00	6,50	8,50	3,30	0,71	3,90
P6	8,39	0,312	23,92	4,00	1,25	2,75	1,60	1,05	11,10
P7	8,44	0,303	57,19	7,25	3,25	4,00	1,50	1,22	29,40
P9	8,36	0,237	30,81	30,00	18,25	11,75	59,00	0,13	4,30
P10	8,70	0,28	31,24	15,25	11,00	4,25	9,10	0,55	7,70
P11	8,92	0,271	22,43	16,50	11,75	4,75	28,00	0,55	3,90
P12	9,02	0,301	25,69	18,25	9,50	8,75	11,00	0,80	11,30
P13	8,30	0,308	14,79	4,00	1,50	2,50	1,60	1,18	21,30
P15	8,65	0,31	27,61	6,00	1,25	4,75	1,60	1,07	7,50
P16	8,79	0,308	23,55	10,25	2,00	8,25	1,80	0,90	14,20
P17	8,99	0,31	22,16	7,25	2,25	5,00	1,90	0,84	18,60

Fonte: Elaborada pelo autor.

Verifica-se que para os pontos P01, P02, P03, P09, P10, P11 de março (Figura 50A) e P01, P02, P03, P12 e P13 de junho (Figura 50B) ocorre o deslocamento do pico de reflectância para maiores comprimentos de onda na faixa do visível quanto mais sedimentos em suspensão estiverem presentes na água (Tabelas 23 e 24) (JENSEN, 2009; LODHI et al., 1997). Ainda analisando os pontos citados anteriormente, identifica-se um aumento gradativo da reflectância da água a partir de 400 nm até aproximadamente 580 nm. Neste pico de

máxima reflectância, 580 nm, os pontos observados se diferenciaram pela porcentagem da reflectância que variou de 8 a 15,5% (Figura 50A) e de 7,75 a 9,75% (Figura 50B). A partir de 580 nm foi mantido um patamar até próximo de 650 nm quando a reflectância novamente apresentou uma diminuição, conservando a diferença entre os pontos. A diminuição brusca da reflectância ocorreu na faixa entre 700 e 720 nm, devido ao aumento repentino de absorção pela água pura (Figura 50).

Tabela 25 - Constituintes opticamente ativos (COAs) da água e parâmetros limnológicos para a coleta de junho de 2011

Pontos	pH	CE	Cl-a	Feofitina	SST	SIS	SSV	Turbidez	Transparência
	-	(dS/cm)	(µg/L)	(µg/L)	-----	(mg/L)	-----	(UNT)	(m)
P1	7,56	0,24	7,00	≤ LQ*	6,75	5,50	1,25	26,00	0,64
P2	7,82	0,26	4,75	≤ LQ	9,50	7,50	2,00	32,00	0,67
P3	7,90	0,23	16,93	≤ LQ	6,25	3,50	2,75	30,00	0,66
P4	8,01	0,26	27,77	≤ LQ	12,25	3,50	8,75	4,10	0,74
P5	7,71	0,26	24,14	≤ LQ	11,75	4,00	7,75	5,00	0,63
P6	7,48	0,31	17,84	≤ LQ	4,25	2,50	1,75	2,00	1,02
P7	7,55	0,30	15,27	≤ LQ	6,75	2,50	4,25	4,50	1,40
P9	7,54	0,25	24,72	≤ LQ	6,75	1,75	5,00	5,10	0,74
P10	8,04	0,25	29,64	≤ LQ	10,50	0,25	10,25	4,40	0,75
P11	8,12	0,24	33,05	≤ LQ	11,25	5,25	6,00	6,00	0,75
P12	7,72	0,24	7,32	≤ LQ	9,50	2,25	7,25	26,00	0,63
P13	7,69	0,24	3,58	≤ LQ	4,75	2,75	2,00	28,00	0,74
P14	7,52	0,30	13,46	≤ LQ	-	-	-	3,10	1,12
P15	7,45	0,30	8,28	≤ LQ	-	-	-	2,60	1,44
P16	7,39	0,30	8,97	≤ LQ	-	-	-	3,10	1,97
P17	7,54	0,29	18,10	≤ LQ	2,50	0,50	2,00	2,80	1,18
P18	7,61	0,27	16,55	≤ LQ	5,00	0,75	4,25	2,90	1,14
P19	7,59	0,27	17,57	≤ LQ	-	-	-	2,50	0,98
P20	8,16	0,26	26,22	≤ LQ	-	-	-	3,30	0,77
P21	8,19	0,25	31,51	≤ LQ	7,00	0,75	6,25	2,60	0,73

* Limite de detecção do equipamento.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Observa-se para os demais pontos da Figura 50A e B e para todos os pontos das campanhas de junho (Figura 50C) e novembro de 2011 (Figura 50D) algumas feições características do comportamento espectral de águas ricas em clorofila-a, Tabelas 23 a 26 (RUNDQUIST, et al. 1996; GITELSON, 1992; DALL'OLMO; GITELSON, 2005; LOPES et al., 2011; LE et al., 2013). Verifica-se principalmente a baixa reflectância de 400 a 500 nm, devido à absorção destes pigmentos e pela absorção de substâncias orgânica dissolvidas na água nesta região (MANTOVANI, 1993; MOBLEY, 2004). Apresenta um vale em 438 nm, absorção pela clorofila-a; máximo de reflectância na região do verde, em torno de 550 nm, devido a menor absorção pelos pigmentos; mínimo de reflectância na região do vermelho, por volta de 668 nm, devido à absorção da clorofila-a, e pico de reflectância em torno de 700 nm, atribuído a ambos, alto espalhamento e absorção mínima por todos os componentes opticamente ativos, incluindo a água pura (GITELSON, 1992; DALL'OLMO; GITELSON, 2005; LE et al., 2013).

Tabela 26 - Constituintes opticamente ativos (COAs) da água e parâmetros limnológicos para a coleta de agosto de 2011

Pontos	pH	CE	Cl-a	Feofitina	Turbidez	Transparência	Profundidade
	-	(dS/cm)	(µg/L)	(µg/L)	(UNT)	(m)	(m)
P3	7,57	0,23	28,25	1,95	5,10	0,69	5,60
P4	7,62	0,20	41,28	1,67	4,70	0,55	6,00
P5	7,48	0,23	46,99	2,13	5,50	0,64	6,80
P6	7,52	0,25	18,80	1,84	4,40	1,40	4,80
P7	7,63	0,25	14,58	1,91	3,90	1,46	31,40
P9	7,85	0,23	34,71	1,36	3,90	0,68	10,60
P10	7,61	0,24	25,42	1,57	4,40	0,85	13,90
P11	7,59	0,23	27,23	8,35	4,20	0,83	15,30
P12	7,71	0,23	32,79	2,80	4,30	0,78	5,90
P13	7,73	0,23	25,31	3,21	6,00	1,40	6,40
P14	7,81	0,25	15,59	2,91	4,10	1,62	12,00
P15	7,67	0,23	18,85	1,34	3,50	1,65	35,50
P16	7,66	0,23	≤ LQ	32,52	2,60	1,25	25,40
P17	7,75	0,23	19,65	1,66	4,40	1,25	18,30
P18	7,58	0,23	22,91	4,98	3,60	1,09	17,70
P19	7,74	0,24	12,02	4,54	4,40	1,09	25,00
P21	7,70	0,23	25,79	2,73	3,80	0,85	14,10

Fonte: Elaborada pelo autor.

Os principais componentes opticamente ativos na modelagem da forma dos espectros são os sedimentos em suspensão, a própria água, clorofila-a e a matéria orgânica dissolvida. Constata-se que as regiões de absorção em torno de 438 e 670 nm e os picos de reflectância em torno de 550 nm e 700 nm estão presentes nas curvas dos espectros (Figura 50), devido a presença de clorofila-a (Tabelas 23 a 26). Resultados semelhantes foram encontrados por Gitelson et al. (2000); Rundquist et al. (1995) e Rundquist et al. (1996).

Tabela 27 - Constituintes opticamente ativos (COAs) da água e parâmetros limnológicos para a coleta de novembro de 2011

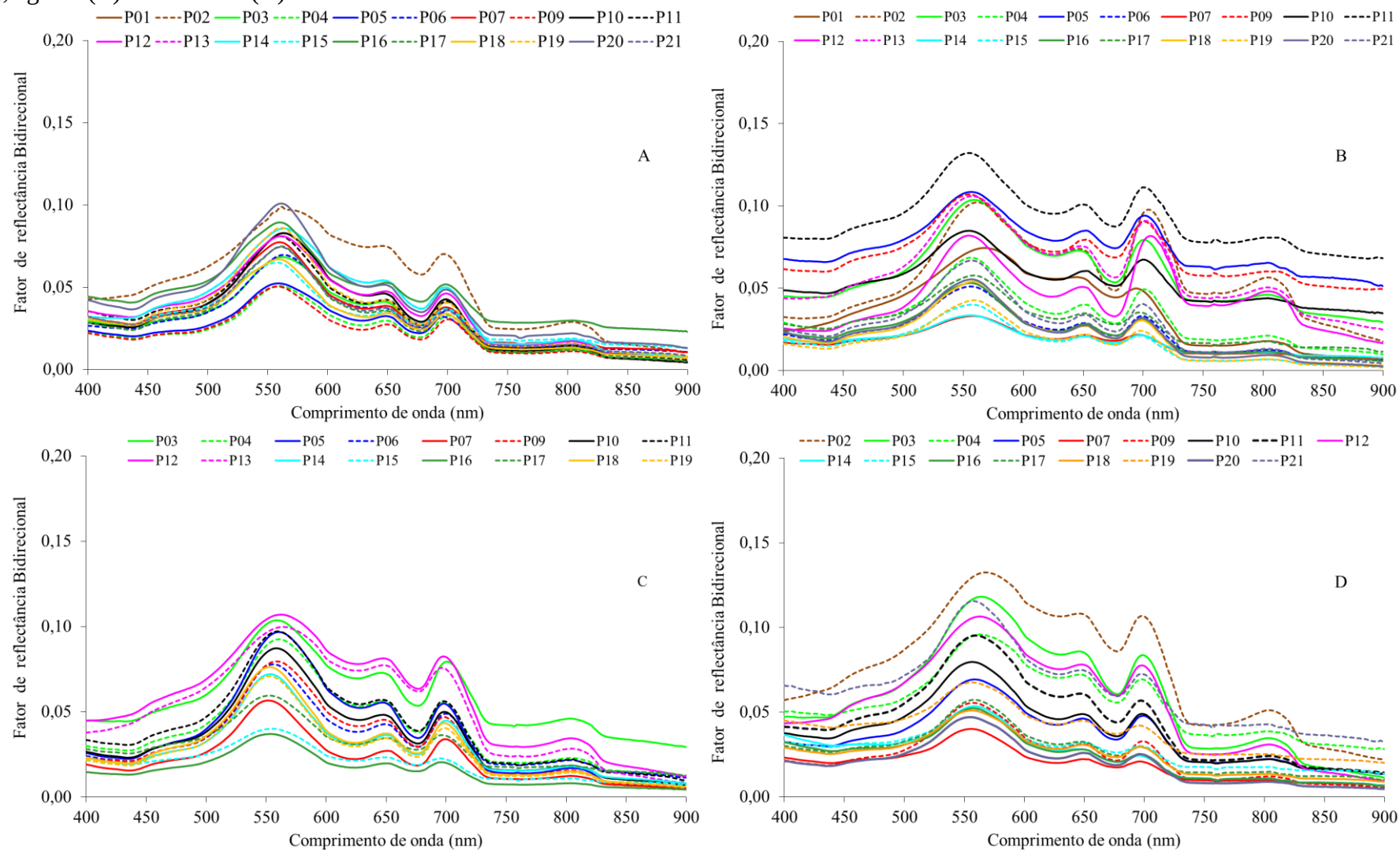
Pontos	pH	CE	Cl-a	Feofitina	Transparência
	-	(dS/cm)	(µg/L)	(µg/L)	(m)
P1	7,60	0,266	39,84	0,87	0,66
P2	7,80	0,271	19,44	≤ LQ	0,39
P3	7,80	0,269	14,31	≤ LQ	0,64
P4	7,90	0,266	25,04	4,41	0,59
P5	8,00	0,267	16,29	≤ LQ	0,62
P6	8,00	0,233	7,10	≤ LQ	1,32
P7	7,50	0,243	26,38	≤ LQ	1,02
P9	7,80	0,268	50,41	≤ LQ	0,79
P10	7,90	0,264	30,97	7,31	0,74
P11	7,90	0,265	41,22	0,57	0,63
P12	8,00	0,270	41,44	≤ LQ	0,67
P13	8,00	0,269	44,00	≤ LQ	0,55
P14	7,40	0,235	18,10	≤ LQ	1,05
P15	7,70	0,233	33,32	≤ LQ	0,88
P16	7,90	0,233	9,35	6,62	0,87
P17	8,00	0,232	26,11	≤ LQ	0,73
P18	8,00	0,232	25,95	0,03	0,74
P19	8,00	0,233	27,77	≤ LQ	0,76
P20	8,00	0,233	19,81	1,87	0,71
P21	8,10	0,232	32,15	≤ LQ	0,71

Fonte: Elaborada pelo autor.

Constata-se ainda, de maneira geral, que os pontos P6, P7 e P13 a P17 para março, os pontos P6, P7, P14 a P19 e P21 para junho e todos os pontos de agosto 2011, apresentaram os menores valores dos atributos Sólidos Suspensos Totais – SST, Sólidos Suspensos Fixos – SIS e turbidez. Com isso, verificou-se que os principais componentes opticamente ativos modelando a forma dos espectros (Figura 50) são a clorofila-a e os sedimentos para os meses de março e junho de 2011 (Tabelas 23 e 24). Já para os meses de agosto e novembro de 2011 (Tabelas 25 e 26) o principal componente opticamente ativo modelando a forma dos espectros (Figura 50) é a clorofila-a.

Na Figura 51, apresentam-se os espectros do fator de reflectância referentes às campanhas realizadas em 2012 no reservatório Orós. Verificam-se pela Figura 51 feições características do comportamento espectral de águas ricas em fitoplâncton (RUNDQUIST, et al. 1996; GITELSON, 1992). Verifica-se ainda pela Figura 51, uma baixa reflectância entre 400 e 500 nm, devido a absorção da luz azul com um mínimo em 438 nm, considerado o primeiro pico de máxima absorção por clorofila-a; um pico de reflectância máxima no verde, entre 550 e 560 nm (GITELSON, 1992); um pequeno ponto de inflexão em torno de 640 nm, devido ao retroespalhamento causado por pigmentos acessórios (GITELSON, 1992); um ponto clássico de absorção no vermelho em ≈ 675 nm, associado ao segundo ponto de absorção máxima por clorofila-a; um pico bem definido de reflectância no infravermelho próximo em torno de 700 nm atribuído a ambos, fluorescência dos pigmentos fotossintetizantes e absorção mínima por todos os componentes opticamente ativos, incluindo a água pura (GITELSON et al., 2000; RUNDQUIST et al., 1995); e finalmente, um pico menor em ≈ 810 nm, possivelmente causado pelo retroespalhamento de matéria orgânica (células algais) (MANTOVANI, 1993, NOVO, 2001; RUNDQUIST et al., 1996).

Figura 51 - Comportamento espectral do sistema aquático do reservatório Orós, para as campanhas de campo realizadas em fevereiro (A), maio (B), agosto (C) e dezembro (D) de 2012



Fonte: Elaborada pelo autor.

Observa-se para as campanhas realizadas no ano de 2012 que o pico de reflectância desloca-se para maiores comprimentos de onda na faixa do visível nos pontos P01 de fevereiro (Figura 51A); P01 e P02 de maio (Figura 51B); P03, P12 e P13 de agosto (Figura 51C) e para os pontos P02 e P03 (Figura 51D) de dezembro (JENSEN, 2009; LODHI et al., 1997). Verifica-se que esses pontos apresentam os maiores valores de turbidez (Tabelas 27 a 30). Porém, mesmo ocorrendo a influência dos sedimentos em suspensão na forma dos espectros não houve a formação de um patamar entre os comprimentos de onda de 580 nm a 650 nm, característicos de sistemas aquáticos com elevadas concentrações de sedimentos em suspensão. A forma dos espectros da reflectância para os pontos citados anteriormente ainda apresentam características de sistema aquático modelado pela clorofila-a, com mínimo de absorção em 438 nm; pico de reflectância máxima no verde, em torno 550 nm; absorção no vermelho em ≈ 675 nm e um pico bem definido de reflectância no infravermelho próximo em torno de 700 nm.

Tabela 28 - Constituintes opticamente ativos (COAs) da água e parâmetros limnológicos para a coleta de fevereiro de 2012

Pontos	pH	CE	Cl-a	Feofitina	Turbidez	Transparência
	-	(dS/cm)	($\mu\text{g/L}$)	($\mu\text{g/L}$)	(UNT)	(m)
P1	9,02	0,29	28,89	$\leq$ LQ	5,4	0,77
P2	8,93	0,30	20,35	5,86	32,0	0,58
P3	8,87	0,30	35,30	$\leq$ LQ	4,4	0,87
P4	8,89	0,28	40,05	20,54	3,9	0,85
P5	8,79	0,27	47,31	$\leq$ LQ	3,2	0,81
P6	8,18	0,27	15,43	6,66	2,1	0,98
P7	8,35	0,27	37,17	$\leq$ LQ	2,5	0,94
P9	8,86	0,29	19,01	59,97	3,2	0,90
P10	8,89	0,29	16,18	47,93	3,5	0,94
P11	8,91	0,29	29,85	13,88	4,0	0,90
P12	8,88	0,29	15,54	35,19	5,0	0,81
P13	8,87	0,29	18,21	4,18	7,0	0,77
P14	8,38	0,27	26,11	4,39	2,5	0,99
P15	8,28	0,27	33,59	$\leq$ LQ	2,4	0,94
P16	8,34	0,27	25,85	11,31	2,8	1,04
P17	8,45	0,27	22,43	14,20	3,5	0,94
P18	8,33	0,28	35,51	$\leq$ LQ	3,0	1,05
P19	8,41	0,27	23,07	14,80	2,7	1,00
P20	8,52	0,27	15,17	6,37	2,8	0,84
P21	8,57	0,28	26,01	10,03	3,4	1,08

Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 29 - Constituintes opticamente ativos (COAs) da água e parâmetros limnológicos para a coleta de maio de 2012

Pontos	pH	CE	Cl-a	Feofitina	Turbidez	Transparência
	-	(dS/cm)	(µg/L)	(µg/L)	(UNT)	(m)
P1	7,9	0,31	-----	-----	25,0	0,67
P2	8,2	0,31	15,02	1,80	59,0	0,35
P3	8,2	0,32	25,34	2,71	8,5	0,70
P4	8,4	0,34	37,92	9,14	6,0	0,62
P5	7,3	0,34	73,38	18,04	6,6	0,61
P6	7,7	0,33	55,86	5,07	3,2	1,08
P7	7,7	0,34	30,27	6,62	2,0	1,78
P9	8,0	0,33	44,15	8,63	4,3	0,77
P10	8,3	0,32	≤ LQ	70,00	4,7	0,85
P11	8,4	0,32	17,66	12,67	5,0	0,95
P12	8,5	0,32	58,66	2,16	50,0	0,50
P13	8,4	0,31	8,44	2,49	40,0	0,58
P14	7,7	0,33	15,28	83,82	2,4	1,29
P15	7,4	0,34	2,48	39,66	2,0	1,36
P16	8,4	0,34	48,12	19,54	2,8	1,13
P17	8,0	0,34	17,00	2,60	2,5	1,30
P18	8,6	0,34	74,71	10,85	3,5	0,93
P19	8,7	0,33	40,80	7,39	3,0	0,92
P20	8,7	0,34	-----	-----	3,7	0,88
P21	8,8	0,33	13,73	5,26	3,5	0,85

Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 30 - Constituintes opticamente ativos (COAs) da água e parâmetros limnológicos para a coleta de agosto de 2012

Pontos	pH	CE	Cl-a	Feofitina	SST	SIS	SSV	Turbidez	Transparência
	-	(dS/cm)	(µg/L)	(µg/L)	-----	(mg/L)	-----	(UNT)	(m)
P1	7,09	0,238	----	-----	9,75	4,00	5,75	33,00	0,67
P2	7,05	0,222	25,90	3,11	9,50	4,00	5,50	36,00	0,35
P3	7,14	0,220	38,39	4,11	16,25	10,50	5,75	40,00	0,70
P4	7,47	0,236	33,75	8,34	11,50	3,25	8,25	16,00	0,62
P5	7,52	0,236	41,22	10,14	15,00	3,00	12,00	20,00	0,61
P6	7,34	0,204	48,59	4,41	9,50	0,50	9,00	14,00	1,08
P7	7,18	0,203	45,18	9,88	8,25	1,00	7,25	12,00	1,78
P9	7,66	0,230	38,39	7,51	8,25	0,25	8,00	17,00	0,77
P10	7,73	0,228	≤ LQ	80,46	11,25	1,25	10,00	16,00	0,85
P11	7,77	0,225	36,05	25,86	11,75	2,25	9,50	18,00	0,95
P12	7,79	0,222	49,72	1,83	12,00	6,25	5,75	37,00	0,50
P13	7,82	0,223	32,47	9,59	12,00	6,25	5,75	34,00	0,58
P14	7,26	0,205	7,53	41,29	7,00	1,60	5,40	13,00	1,29
P15	7,24	0,203	0,96	15,37	5,50	1,50	4,00	2,30	1,36
P16	7,24	0,205	18,80	7,63	6,67	2,44	4,22	2,60	1,13
P17	7,29	0,201	22,37	3,42	5,00	0,75	4,25	3,50	1,30
P18	7,4	0,201	41,97	6,10	7,00	0,60	6,40	5,80	0,93
P19	7,52	0,204	40,80	7,39	7,25	0,25	7,00	5,40	0,92
P20	7,64	0,202	-----	----	6,60	0,40	6,20	6,20	0,88
P21	7,67	0,207	6,73	2,58	10,75	1,75	9,00	6,00	0,85

Fonte: Elaborada pelo autor.

Verifica-se de maneira geral, que o principal componente opticamente ativo modelando a forma dos espectros é a clorofila-a (Tabelas 27 a 30) para as campanhas de campo realizadas durante o ano de 2012 (Figura 51).

Tabela 31 - Constituintes opticamente ativos (COAs) da água e parâmetros limnológicos para a coleta de dezembro de 2012

Pontos	pH	CE	Cl-a	Feofitina	SST	SIS	SSV	Turbidez	Transparência
	-	(dS cm ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	-----	(mg L ⁻¹)	-----	(UNT)	(m)
P1	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	----
P2	8,02	0,120	32,60	4,52	8,0	4,5	3,5	43,0	0,31
P3	8,13	0,190	63,14	7,09	23,5	12,75	10,75	39,0	0,38
P4	8,23	0,159	33,75	8,34	16,5	7,0	9,5	15,0	0,51
P5	8,15	0,189	41,87	9,05	12,25	4	8,25	13,0	0,62
P6	8,22	0,164	80,67	7,32	5,0	1,25	3,75	1,7	0,96
P7	8,23	0,174	34,33	7,51	17,2			1,7	1,09
P9	8,1	0,176	23,80	4,65	12,5	0,5	12	9,0	0,71
P10	8,21	0,147	≤ LQ	57,93	9,75	2,25	7,5	13,0	0,71
P11	8,31	0,169	30,28	21,72	19,2	2	17,2	18,0	0,66
P12	8,25	0,187	54,19	2,00	13,6	8,0	5,6	34,0	0,41
P13	-----	-----	55,84	16,49	-----	-----	-----	-----	-----
P14	8,14	0,178	13,90	82,91	4,6	1,8	2,8	1,9	1,01
P15	8,07	0,187	1,92	30,75	1,5	0,5	1	2,0	1,01
P16	8,19	0,194	38,40	16,04	4,0	3,25	0,75	2,0	1,00
P17	8,30	0,187	66,36	9,83	2,2	-----	-----	2,3	0,91
P18	8,18	0,201	70,65	12,95	6,0	0,5	5,5	2,8	0,93
P19	8,30	0,203	38,27	6,85	3,5	0,5	3	2,6	0,98
P20	8,17	0,206	-----	-----	3,8	1,8	2	2,5	0,93
P21	8,40	0,205	10,25	12,47	6,5	1,5	5	4,3	0,73

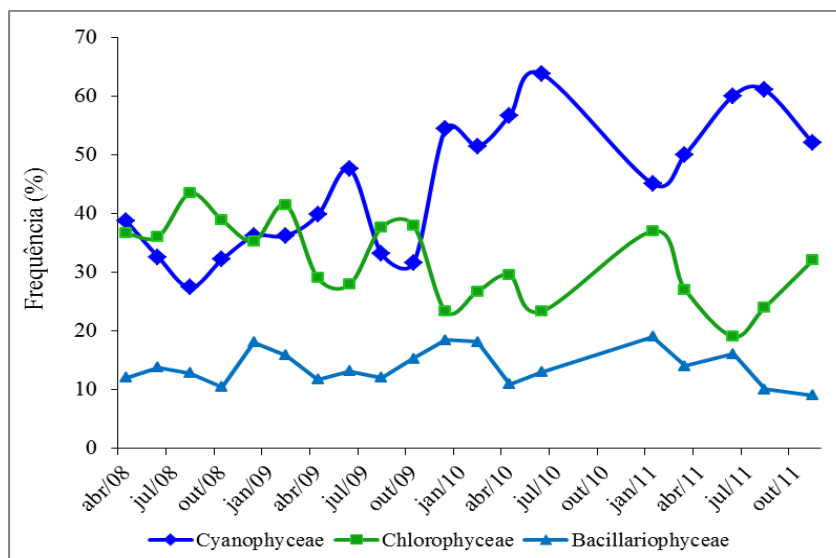
Fonte: Elaborada pelo autor.

Comparando a resposta espectral entre os anos de 2011 e 2012, verifica-se que no ano de 2011 os componentes opticamente ativos modelando a forma dos espectros foram a clorofila-a e os sedimentos (março e junho) e para os meses de agosto e novembro de 2011 e para o ano de 2012 pela forma dos espectros a resposta espectral do reservatório foi dominada principalmente pela clorofila-a.

Observa-se que para todos os espectros (Figuras 50 e 51) no reservatório Orós mostrou características referenciadas na literatura para espectros de águas com presença de cianobactérias (Figura 52): uma feição de absorção próxima a 620 nm e um pico próximo a 650 nm, causado pelo pigmento ficocianina (Tabela 2). Analisa-se para a partir do anos de

2010 e 2011 que o grupo das Cyanophyceae passou a ser dominante independente da variabilidade temporal (Figura 52).

Figura 52 - Distribuição temporal da frequência dos três grupos de fitoplacton predominantes nas águas do reservatório Orós



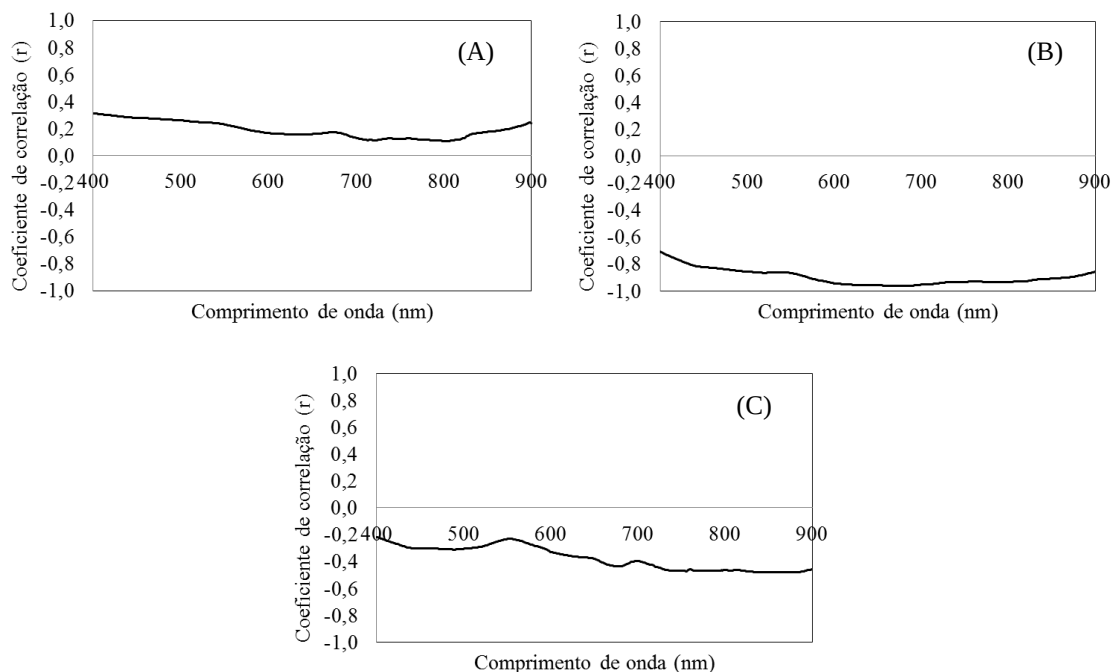
Fonte: Silva (2013).

6.4 Correlação simples entre o fator de reflectância e variáveis limnológicas

Para identificar as posições espectrais de maior correlação com as variáveis limnológicas, a reflectância espectral das estações amostradas em março de 2011 no reservatório Orós foram correlacionados com algumas variáveis medidas (Figuras 53 e 54).

As correlações entre o fator de reflectância espectral e as variáveis: clorofila-a, condutividade elétrica da água e o potencial hidrogeniônico são apresentadas na Figura 53. Verifica-se que a clorofila-a apresentou baixa correlação positiva (Figura 53A), com valor máximo de 0,31 em 411 nm (Tabela 31).

Figura 53 - Correlogramas entre o fator de reflectância e variáveis medidas para os pontos amostrados no reservatório Orós, Ceará: (a) clorofila-a em $\mu\text{g L}^{-1}$, (b) Condutividade elétrica – CE em dS m^{-1} , (c) pH



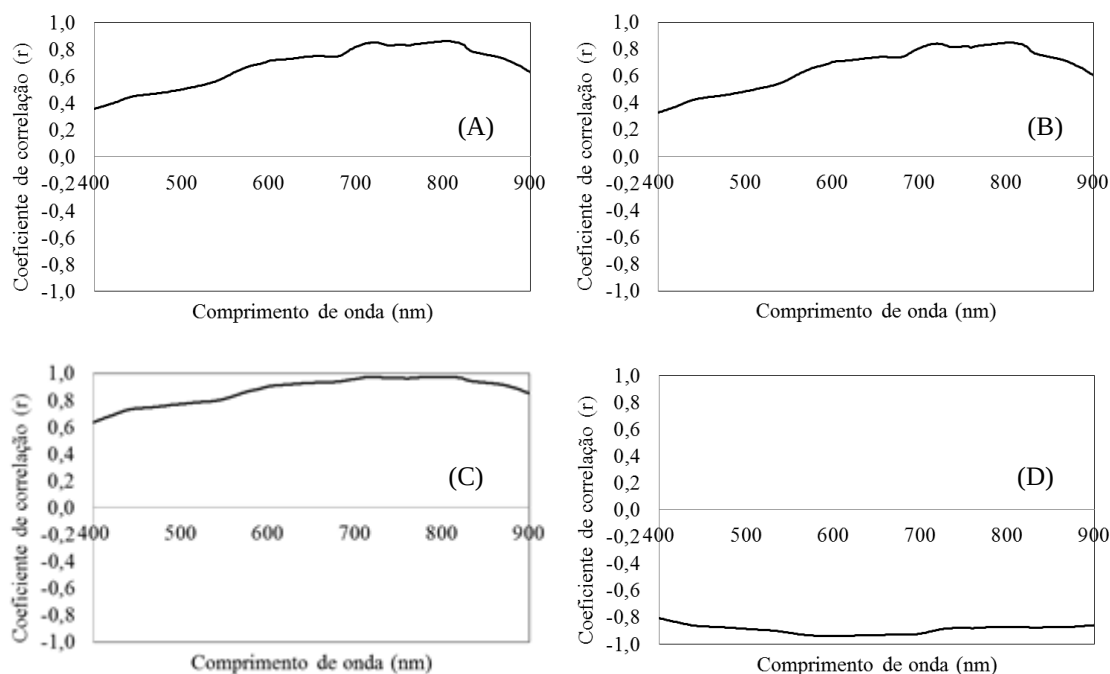
Fonte: Elaborada pelo autor.

A condutividade elétrica da água do reservatório Orós apresentou alta correlação negativa com o fator de reflectância (Figura 53B). A correlação com a condutividade variou de -0,71 em 401 nm e -0,96 em 632 nm e apresentou correlação negativa crescente com os maiores comprimentos de onda em toda a faixa do visível. Na região do infravermelho próximo ocorreu diminuição da correlação para os maiores comprimento de onda, com o menor valor de -0,86 em 900 nm. Choubey (1994) e Lopes et al. (2013), encontraram resultados semelhantes usando dados de sensoriamento remoto e correlacionado com dados de condutividade elétrica da água. A condutividade elétrica da água apresentou correção com a turbidez de 0,95 e 0,77 e para os sólidos inorgânicos suspensos, componente opticamente ativo. Lopes et al. (2013), encontraram resultados semelhantes entre a condutividade elétrica da água e os sólidos inorgânicos suspensos.

O potencial hidrogeniônico – pH não apresentou correlação significativa com o fator de reflectância ao longo de todo o espectro em estudo, sendo o coeficiente de correlação negativo máximo de -0,48 em 828 nm (Figura 53C).

As correlações das variáveis: Sólidos Suspensos Totais – SST, Sólidos Inorgânicos Suspensos – SIS, turbidez e transparência com o fator de reflectância são apresentados na Figura 54.

Figura 54 - Correlogramas entre o fator de reflectância e algumas variáveis medidas para os pontos amostrados no reservatório Orós, Ceará: (a) SST em mg L^{-1} , (b) SIS em mg L^{-1} , (c) turbidez em UNT, (d) transparência em cm



Fonte: Elaborada pelo autor.

As variáveis físicas: Sólidos Suspensos Totais – SST, Sólidos Inorgânicos Suspensos – SIS e turbidez, como esperado, apresentaram correlações positivas ao longo de todo o espectro, enquanto que a transparência apresentou correlação negativa (Figura 54). Londe et al. (2011) encontram resultados semelhantes para as variáveis turbidez (correlação positiva ao longo de todo o espectro, 400 a 900 nm) e correlação negativa para a variável transparência. Do ponto de vista óptico, a transparência da água pode ser considerada o oposto da turbidez (WETZEL, 2001).

As posições que apresentaram os maiores coeficientes de correlação do fator de reflectância com as variáveis limnológicas (Figuras 53 e 54) são apresentadas na Tabela 31. Verificou-se que a maior correlação para SIS e turbidez ocorreu na mesma região do espectro, 720 nm, com coeficiente de correção máximo de 0,95. Alta correlação entre essas variáveis foi verificada em diversas pesquisas (PICCOLO et al., 1999; TEIXEIRA; SENHORELO, 2000; LOPES et al., 2013). De acordo com Wetzel (2001) a turbidez é uma propriedade visual da água que representa a redução ou falta de luz na coluna d'água devido à presença de partículas suspensas. A dispersão aumenta com a quantidade de material particulado em suspensão; logo, a turbidez aumenta com a carga de sedimento suspenso.

Tabela 32 - Posições espectrais com maiores coeficientes de correlação do fator de reflectância com as variáveis SST, SiS, turbidez e transparência

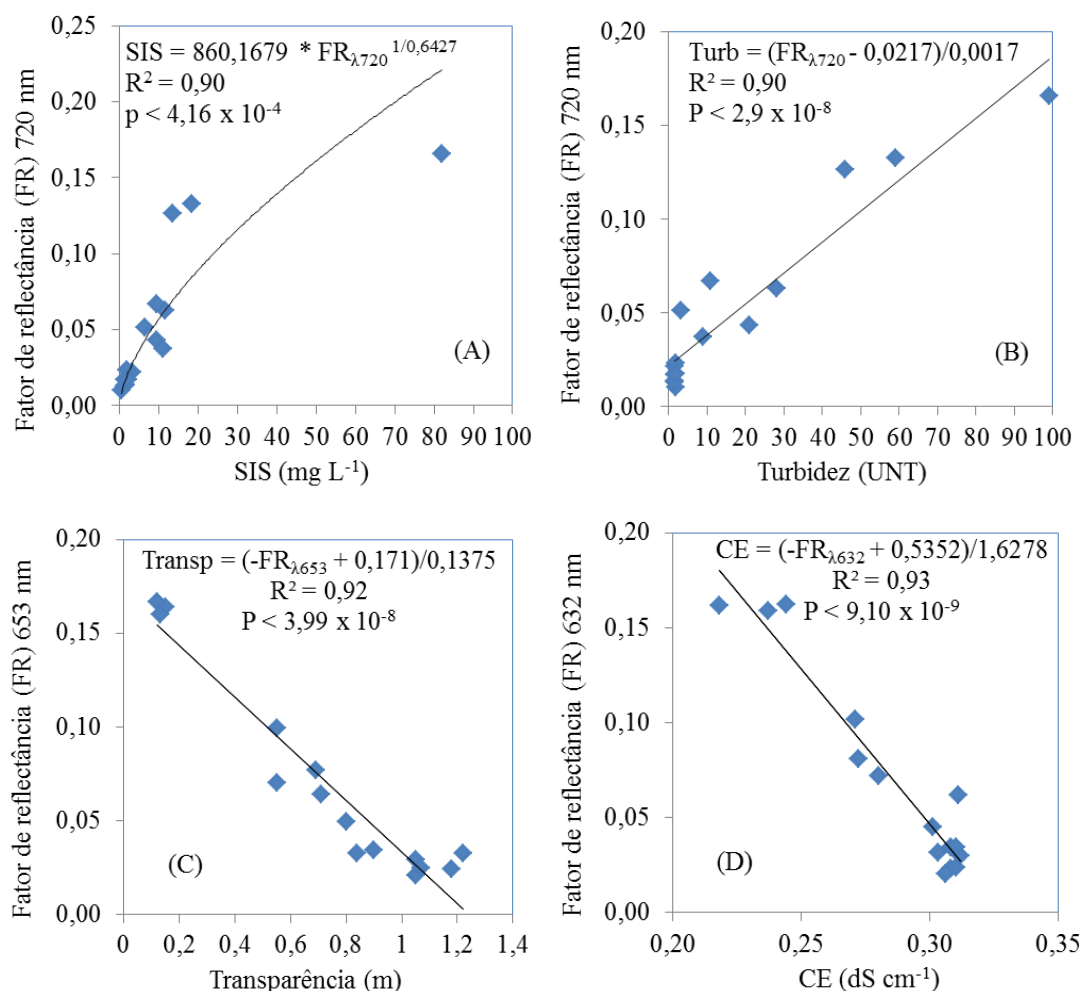
Variável	Posição (nm)	R
CE (dS m ⁻¹)	632	-0,96
Transparência (m)	653	-0,96
SST (mg L ⁻¹)	793	0,95
SIS (mg L ⁻¹)	720	0,95
Turbidez (UNT)	720	0,95
pH	828	-0,48
Clorofila-a (µg L ⁻¹)	411	0,31

Fonte: Elaborada pelo autor.

6.5 Modelos para estimativas das variáveis limnológicas a partir de dados de sensoriamento remoto de campo

As bandas espectrais, cujos valores do fator de reflectância apresentaram os melhores resultados de correlação (Figuras 53 e 54), foram testadas para estimar as variáveis: Sólidos Inorgânicos Suspensos – SIS, turbidez, transparência e condutividade elétrica – CE (Figura 55).

Figura 55 - Modelos para estimativas das variáveis limnológicas (A) Sólidos Inorgânicos Suspensos – SIS (B) turbidez, (C) transparência e (D) condutividade elétrica – CE



Fonte: Elaborada pelo autor.

O comprimento de onda de 720 nm apresentou correlação positiva com a variável Sólidos Inorgânicos Suspensos – SIS, sendo que o modelo potencial $\left(SIS = 860,1679 * FR_{\lambda 720}^{1/0,6427}\right)$ (Figura 55A) teve melhor desempenho que o modelo linear. Resultados semelhantes foram encontrados por Lodhi et al. (1997) que, pesquisando o potencial do sensoriamento remoto para estimativas das concentração de sedimentos em suspensão em água superficiais, determinaram o modelo potencial com R^2 de 0,96 em 855 nm.

Para a variável turbidez, o modelo de regressão ajustado $(Turb = (FR_{\lambda 720} - 0,0217)/0,0017)$ apresentou coeficiente de determinação (R^2) de 0,90 e $p < 2,9 \times 10^{-8}$. À medida que aumenta a turbidez, o fator de reflectância em 720 nm também aumenta (Figura 55B).

O modelo de regressão ajustado para a transparência das águas do reservatório Orós foi, $\text{Transp} = (-\text{FR}_{\lambda 653} + 0,171)/0,875$ com um coeficiente de determinação (R^2) de 0,92 (Figura 55C), caracterizado como bom, de acordo com Milton (1992).

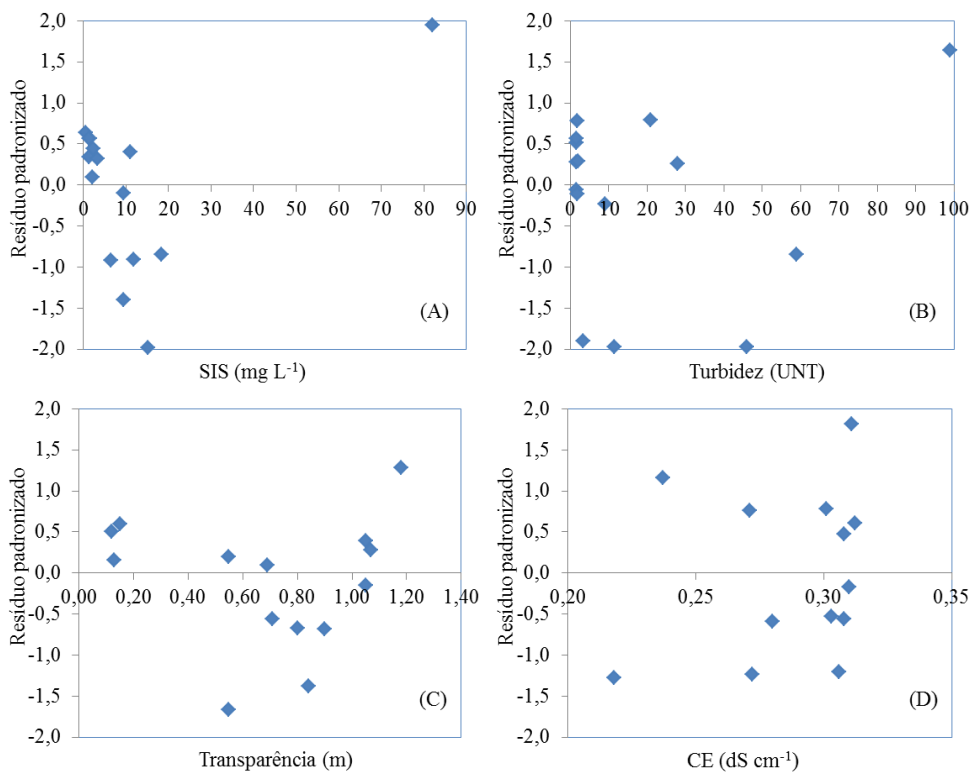
O modelo de regressão ajustada para a condutividade elétrica das águas do reservatório Orós foi $\text{CE} = (-\text{FR}_{\lambda 632} + 0,5352)/16278$, que apresentou coeficiente de determinação (R^2) igual a 0,93 (Figura 55D). Resultados semelhantes foram encontrados por Choubey (1994) e Lopes et al., (2013), estimando a condutividade elétrica da água a partir de dados de sensoriamento remoto. Todas as correlações para os modelos foram significativas (Figura 55).

Para avaliar se os erros de estimativa apresentavam tendência, os resíduos dos modelos foram observados em gráficos de dispersão entre os dados de coleta *in situ* das concentrações das variáveis limnológicas (A) Sólidos Inorgânicos Suspensos – SIS, (B) turbidez, (C) transparência e (D) condutividade elétrica – CE. Não foi observado padrão evidente de que haja aumento sistemático dos resíduos com o aumento ou diminuição nas concentrações destas variáveis estimadas, ou seja, os erros são distribuídos aleatoriamente (Figura 56). Verifica-se ainda que os resíduos distribuem-se aleatoriamente em torno de zero e que todos os erros dos resíduos estão entre -2 e 2.

De acordo com o resultado obtido para as bandas selecionadas, os modelos (Figura 55) foram validados (Figura 57) com base em amostras coletadas *in situ* para a campanha de campo realizada em agosto de 2012 no reservatório Orós, Ceará.

Os parâmetros usados para analisar o desempenho do modelo para a variável SIS apresentam R^2 de 0,83, r de 0,91, d de 0,79 e NSE 0,44, classificados, como forte para o R^2 e r , satisfatório para o d e aceitável para o NSE, Figura 57A. O modelo apresenta baixo erro de estimativa com EMA de 1,84 e RQEM de 2,08 (mg L^{-1}). No entanto, o modelo tende a superestimar.

Figura 56 - Dispersão entre os resíduos e as concentrações das variáveis limnológicas (A) Sólidos Inorgânicos Suspensos – SIS (B) turbidez, (C) transparência e (D) condutividade elétrica – CE

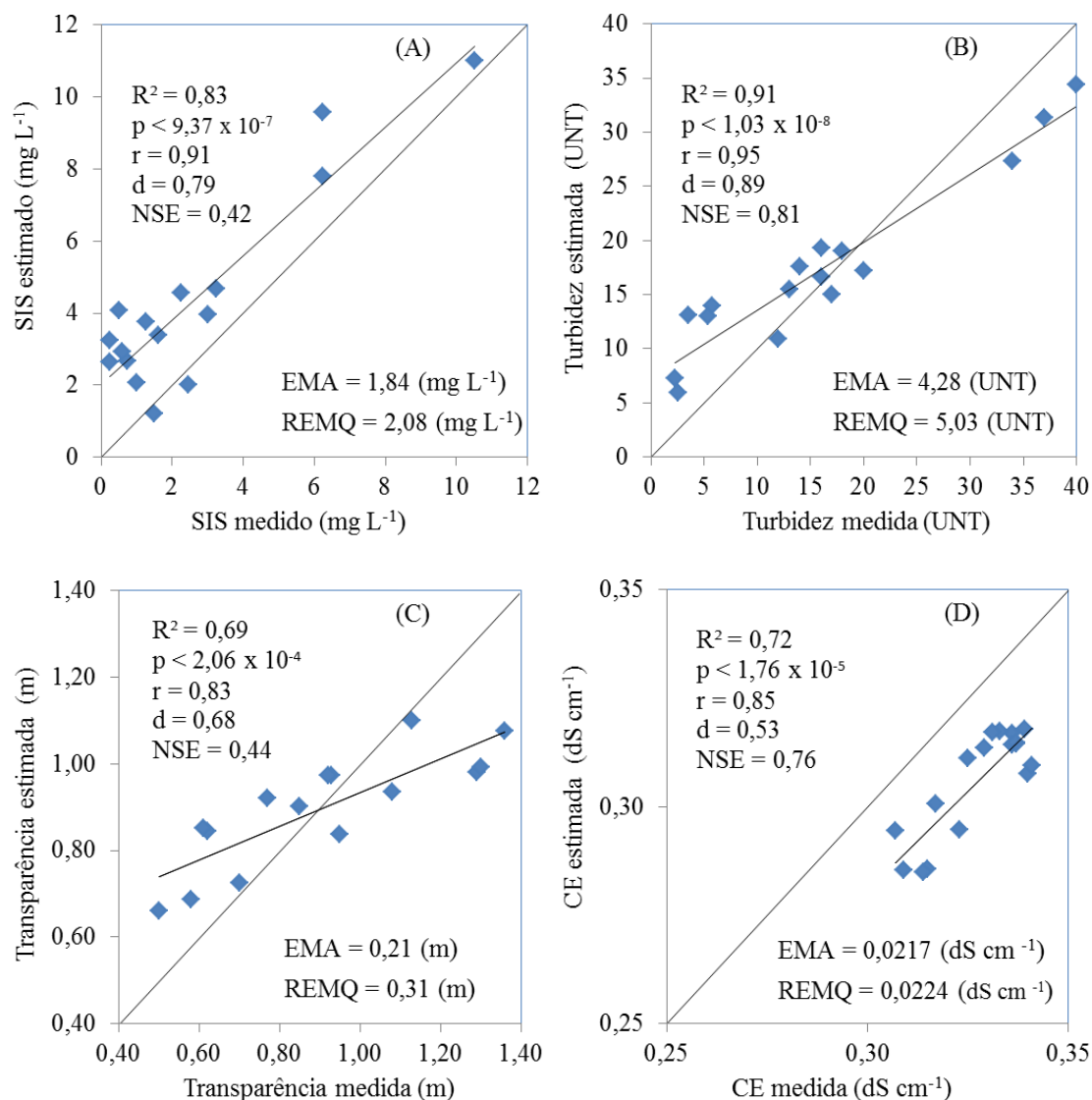


Fonte: Elaborada pelo autor.

O desempenho do modelo para a variável turbidez apresentou R^2 de 0,91, r de 0,95, d de 0,89 e NSE 0,81, classificados respectivamente, como forte para o R^2 e r , satisfatório e adequado, Figura 57B. O modelo apresenta erro de estimativa com EMA de 4,28 e RQEM de 5,03 (UNT). O modelo tende a superestimar os baixos valores e subestimar os valores altos de turbidez. Essa variável é influenciada pela presença de matérias sólidas em suspensão como o silte, argila, sílica, coloides, matéria orgânica.

O modelo para estimar a transparência apresentou desempenho moderado para os parâmetros R^2 de 0,69, r de 0,83, ficando abaixo do valor considerado satisfatório, de 0,75 para o índice de Willmontt (d), com valor de 0,68, e, foi considerado adequado para o NSE 0,44, Figura 57C. O modelo apresenta erro de estimativa com EMA de 0,21 e REMQ de 0,31 (m). A estimativa da transparência tende a superestimar águas com baixa transparência e subestimar as águas com transparência acima de 1,20 m.

Figura 57 - Validação dos modelos para quantificação das concentrações das variáveis limnológicas (A), Sólidos Inorgânicos Suspensos – SIS (B), turbidez, (C) transparência e (D) condutividade elétrica – CE



Fonte: Elaborada pelo autor.

O modelo para a variável condutividade elétrica apresentou R^2 de 0,72, r de 0,85, ambos classificados como moderado, índice de Willmontt (d) de 0,53, abaixo do valor considerado satisfatório (0,75) e NSE de 0,76, considerado satisfatório (Figura 57D). O modelo apresenta baixo erro de estimativa com EMA de 0,0217 e $RQEM$ de 0,0224 (dS m⁻¹). Apesar de o modelo subestimar as concentrações de condutividade elétrica, apresenta a mesma tendência, ou seja, tanto para os valores menores e maiores de condutividade elétrica da água o modelo tende a subestimar.

Verifica-se pelos índices aplicados, que os modelos ajustados apresentam desempenhos aceitáveis. Os mesmos apresentam relação significativa estatisticamente a 1%,

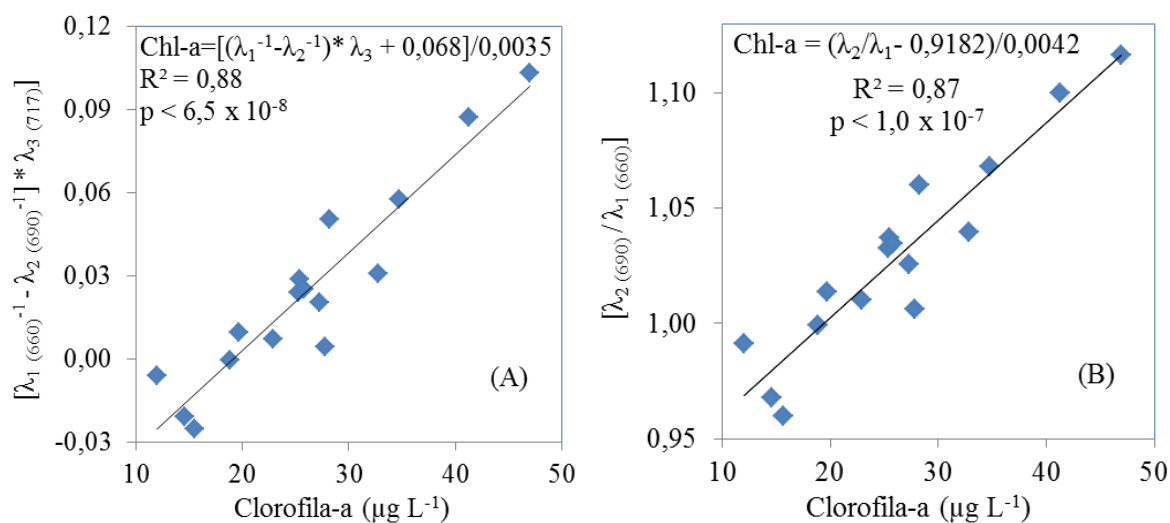
entre os dados medidos e estimados (Figura 57). Observa-se que os modelos desenvolvidos para as variáveis limnológicas, Figura 55, mostraram-se confiáveis, indicando que estas variáveis podem ser quantificadas remotamente a partir dos dados de sensoriamento remoto de campo.

Devido não ter sido significativa a correlação das concentrações de clorofila-a com o fator de reflectância para as águas do reservatório Orós (Tabela 31), as altas concentrações de clorofila-a presentes no reservatório Orós (Figura 45 e 46) e considerando essencial o monitoramento da eutrofização nos reservatórios, buscou-se modelos de três e duas bandas espectrais para estimativas das concentrações de clorofila-a. A eutrofização é um dos problemas mais graves e recorrentes nos corpos hídricos em todo o mundo. A região semiárida do Nordeste do Brasil e, mais especificamente o estado do Ceará, não foge a esta regra.

6.6 Modelos para estimativas da concentração de clorofila-a a partir de dados de sensoriamento remoto de campo

Foram testadas todas as combinações de bandas no intervalo de 400 a 900 nm do fator de reflectância espectral do sensor FieldSpec®3 Hi-Res, tanto para os modelos de três como para os de duas bandas. A cada combinação de bandas, foi ajustada uma regressão linear, entre as concentrações de clorofila-a e o valor da razão de bandas computado, sendo calculado o coeficiente de determinação (R^2) e o valor de significância (p-valor) de cada interação. Foram identificadas as regiões onde os valores de R^2 apresentaram valores máximos e com valores significativos de p. Os ajustes para os valores máximos de R^2 , encontrados nos modelos de três (A) e duas bandas (B) para a estimativa das concentrações de clorofila-a, estão presentes na Figura 58.

Figura 58 - Modelos de estimativas das concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, a partir dos dados de campo de reflectância de agosto de 2011: (A) três e (B) duas bandas



Fonte: Elaborada pelo autor.

O coeficiente máximo de determinação $R^2 = 0,88$ foi obtido utilizando o modelo de três bandas espectrais $\lambda_1 = 660$ nm, $\lambda_2 = 690$ nm, e $\lambda_3 = 717$ nm (Figura 58A). Verifica-se que o modelo de duas bandas apresentou o melhor desempenho para os comprimentos de bandas $\lambda_1 = 660$ nm e $\lambda_2 = 690$ nm (Figura 58B) com o coeficiente de determinação de 0,87. Ambos os modelos de estimativa das concentrações de clorofila-a foram estatisticamente significativos a 1% (Figura 58). Os modelos se mostraram adequados para avaliar a variação da concentração de clorofila-a ao longo do reservatório Orós, Ceará, a partir de dados espectrais de campo.

Usando as bandas do modelo de Gitelson et al. (2007) desenvolvido para águas da Baía de Chesapeake utilizando um modelo de três bandas ($\lambda_1 = 675$ nm; $\lambda_2 = 695$ nm; $\lambda_3 = 730$ nm), aplicando aos dados espectrais de campo de agosto de 2011, resultou em um menor coeficiente de determinação ($R^2 = 0,77$). A aplicação das bandas do modelo de Chen et al., (2011) para águas do estuário do Rio das Pérolas, China para o modelo de três bandas ($\lambda_1 = 684$ nm; $\lambda_2 = 690$ nm; $\lambda_3 = 718$ nm) também levou a um pior desempenho, com $R^2 = 0,76$.

Os resultados apresentados na literatura, Tabela 32, foram encontrados por outros pesquisadores para o modelo de três bandas. De uma forma geral, foram encontrados valores de coeficiente de determinação (R^2), para o período em estudo (Figura 58), similares aos descritos na literatura.

Tabela 33 - Comparação Entre Autores - Modelo de Três Bandas

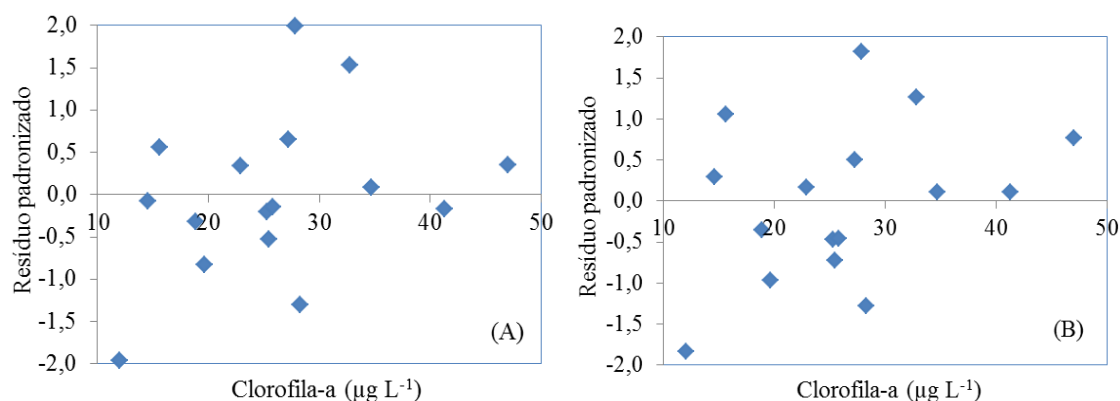
Autor	Bandas (nm)	R ²
Dall’Olmo; Gitelson’s (2005)	(λ_1) = 671; (λ_2) = 710; (λ_3) = 740	0,94
Gitelson et al. (2007)	(λ_1) = 675; (λ_2) = 695; (λ_3) = 730	0,81
Chen et al. (2011)	(λ_1) = 684; (λ_2) = 690; (λ_3) = 718	0,81
Carvalho et al. (2013)	(λ_1) = 702,5; (λ_2) = 705,5; (λ_3) = 750,1	0,85

Fonte: Elaborada pelo autor.

Entretanto, destaca-se que os valores de intervalos de bandas encontrados na literatura mencionada são aplicados a águas de regiões temperadas, com exceção de Carvalho et al (2013) que é para lagos da planície de inundação do Lago Grande Curuai, Pará. Observa-se certa semelhança entre os intervalos da literatura e os encontrados neste trabalho, com destaque para o valor de (λ_2) do modelo de Chen et al. (2011), que é igual ao valor para o reservatório Orós, e o (λ_3) de Chen et al. (2011) de 718 nm e para o reservatório Orós de 717 nm. Observa-se ainda certa semelhança entre os (λ_1) da literatura (DALL’OLMO; GITELSON’S, 2005; GITELSON et al., 2007) e o encontrado neste trabalho.

Para avaliar se os erros de estimativa apresentavam tendência, os resíduos dos modelos foram observados em gráficos de dispersão entre os dados de coleta *in situ* das concentrações de clorofila-a. Não foi observado padrão evidente de que haja aumento sistemático dos resíduos com o aumento ou diminuição das concentrações de clorofila-a, ou seja, os erros são distribuídos aleatoriamente (Figura 59). Verifica-se ainda que os resíduos distribuem-se aleatoriamente em torno de zero e que todos os erros dos resíduos estão entre -2 e 2.

Figura 59 - Dispersão entre os resíduos e as concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, para os dados de campo de reflectância de agosto de 2011: (A) três e (B) duas bandas



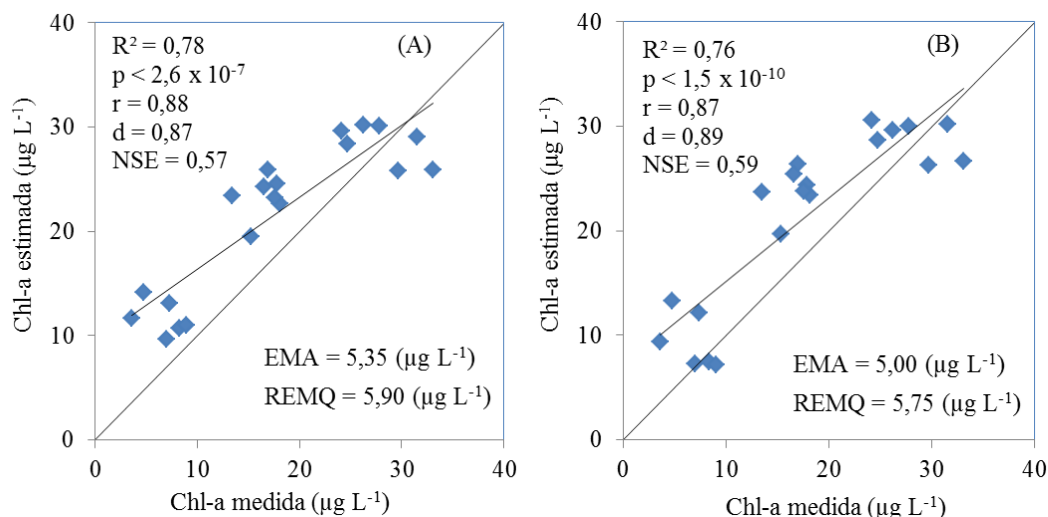
Fonte: Elaborada pelo autor.

De acordo com o resultado obtido para as bandas selecionadas, os modelos de três e duas bandas (Figura 58) foram validados (Figura 60) com base em amostras coletadas *in situ* para a campanha de campo realizada em junho de 2011 (Figura 50B). Na Figura 60 são apresentados os graus de relacionamento entre as concentrações medidas e as estimadas a partir do modelo desenvolvido para a quantificação das concentrações de clorofila-a. Essa comparação é essencial para fornecer suporte na avaliação da acurácia do modelo. Um grau de relacionamento perfeito é encontrado sempre quando os pares de pontos (medidos e estimados) coincidem com a reta 1:1. Nessa situação, têm-se os valores simulados pelo modelo exatamente iguais aos observados em laboratório representando uma condição teórica.

Para se avaliar o desempenho dos modelos de estimativas das concentrações de clorofila-a a partir dos dados de sensoriamento remoto de campo foram calculados os parâmetros: coeficiente de determinação (R^2); significância da relação entre as variáveis: medida e estimada (p); coeficiente de correlação de Pearson (r); índice de Willmontt (d); coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE); Erro Médio Absoluto (EMA); e, Raiz Quadrada do Erro Médio Quadrático (REMQ).

Pelos índices aplicados, verifica-se que o modelo ajustado apresenta coeficiente de correlação (r), índice de Willmontt (d) e coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) iguais a 0,88 e 0,87, 0,57, respectivamente, para o modelo de três bandas (Figura 60A) e de $r = 0,87$, $d = 0,89$ e $NSE = 0,59$ para o modelo de duas bandas (Figura 60B). Para ambos os modelos as relações entre os dados medidos e estimados são estatisticamente significativas a 1%.

Figura 60 - Validação dos modelos para quantificação das concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, usando dados espectrais de campo de junho de 2011: (A) três e (B) duas bandas



Fonte: Elaborada pelo autor.

Gitelson et al., (2007) usaram os modelos de três e duas bandas para a estimativa remota das concentrações de clorofila-a em águas de estuários de Chesapeake Bay, Norfolk, Maryland, Estados Unidos. As regiões do modelo de três bandas foram (λ_1) = 675; (λ_2) = 695; (λ_3) = 730 nm, respondendo por 81% de variação das clorofila-a e com uma raiz quadrada do erro médio quadrático (RMSE) igual a 7,9 $\mu\text{g L}^{-1}$, e no modelo de duas bandas as regiões foram (λ_1) = 670 e (λ_2) = 720 nm, com o coeficiente de determinação de 0,78 e com a raiz do erro médio quadrático (REMQ) igual a 8,39 $\mu\text{g L}^{-1}$ usando os dados do espectrorradiômetro de campo. Os modelos (Figura 60) apresentaram um erro médio absoluto (EMA) de 5,35 e 5,00 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente para os modelos de três e duas bandas. A raiz do erro médio quadrático (REMQ) para os modelos foi de 5,90 $\mu\text{g L}^{-1}$ para o modelo de três, e de 5,75 para o modelo de duas bandas (Figura 60).

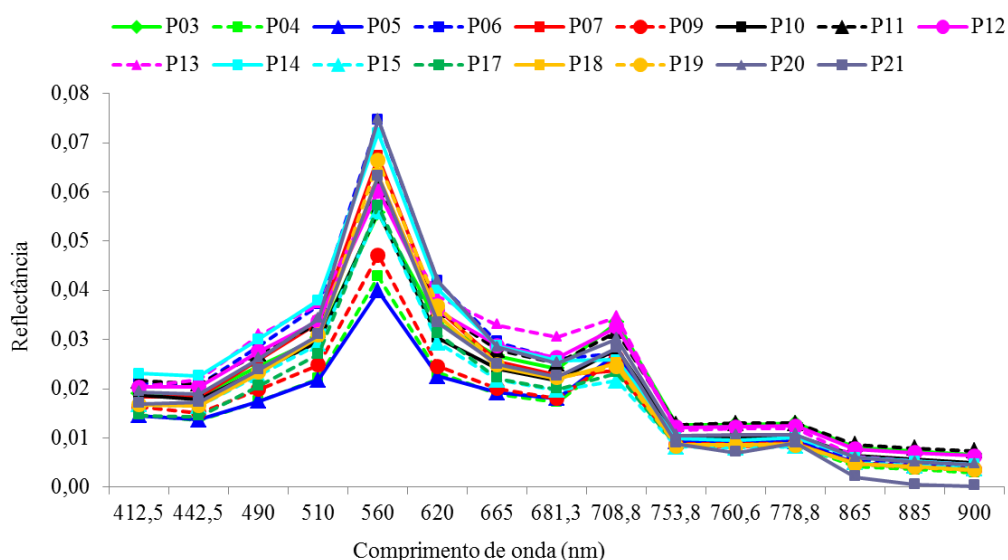
Observa-se que, os modelos analisados, apresentaram a tendência de superestimar as concentrações de clorofila-a menores que 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 60). Verifica-se que todos os dados usados para o desenvolvimento dos modelos de estimativa das concentrações de clorofila-a são superiores a 10 $\mu\text{g L}^{-1}$, o que pode explicar seu desempenho.

Os modelos desenvolvidos para a variável clorofila-a mostraram-se bastante confiáveis, indicando que esta variável pode ser quantificada a partir dos dados de sensoriamento remoto de campo.

6.7 Modelos para estimativas da concentração de clorofila-a a partir de dados de simulação do sensor orbital usando dados de sensoriamento remoto de campo

Para verificar a eficácia das estimativas dos constituintes opticamente ativos nos corpos d'água usando imagens de sensores orbitais, foram simulados a largura e o número de bandas espectrais do sensor orbital MERIS (multiespectral), a partir dos dados hiperespectrais obtidos por radiômetros de campo (Figura 50C). Após a simulação das bandas, foram ajustados os modelos de regressão entre as concentrações de clorofila-a e os dados espectrais das bandas simuladas (Figura 61).

Figura 61 - Simulação das bandas espectrais do sensor MERIS a partir dos dados de campo de reflectância de agosto de 2011

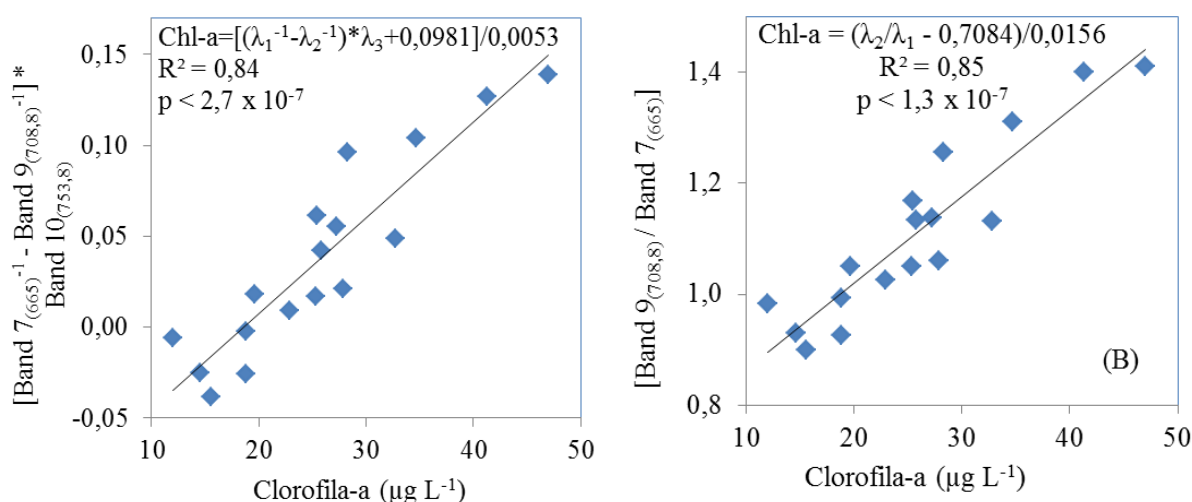


Fonte: Elaborada pelo autor.

As bandas simuladas do sensor MERIS foram capazes de capturar as feições características do comportamento espectral de águas onde o constituinte opticamente ativo presente no sistema aquático é a clorofila-a, Tabela 25. Verifica-se principalmente a baixa reflectância nas bandas 1 e 2, devido à absorção destes pigmentos e absorção da matéria orgânica dissolvida nesta região; máximo de reflectância na região do verde, banda 5, devido a menor absorção pelos pigmentos. Apresentaram mínimo de reflectância na região do vermelho, bandas 7 e 8, devido à absorção da clorofila-a; e pico de reflectância na banda 9, atribuído ao alto espalhamento e absorção mínima pelos componentes opticamente ativos; e baixa reflectância para as bandas localizadas na região do infravermelho próximo.

Os resultados dos modelos determinados para a estimativa das concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, Ceará, utilizando dados simulados do sensor MERIS são apresentados na Figura 62. O modelo usando as três bandas (7, 9 e 10) do sensor MERIS (Figura 62A) apresentou um R^2 de 0,84. Para o modelo de duas bandas (7 e 9) o valor de R^2 foi de 0,85, Figura 62B. Ambos os modelos apresentaram coeficientes de determinação altos, ou seja, as simulações mostram a viabilidade de se estimar as concentrações de clorofila-a a partir dos dados do sensor orbital MERIS. Os modelos indicam que as concentrações de clorofila-a podem ser estimados a partir dos dados do sensor orbital MERIS, já que foram significativos ($p < 2,7 \times 10^{-7}$).

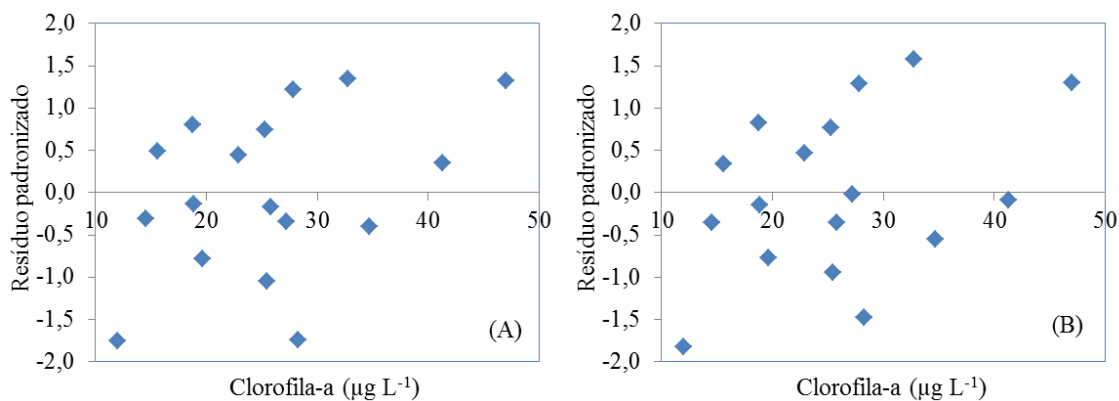
Figura 62 - Modelos de estimativas das concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, usando as bandas simuladas do sensor MERIS a partir dos dados campo de reflectância de agosto de 2011: (A) três e (B) duas bandas



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os resíduos dos erros de estimativa não apresentaram tendência, são distribuídos aleatoriamente e estão todos distribuídos entre -2 e 2, em torno de zero (Figura 63).

Figura 63 - Dispersão entre os resíduos e as concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, para as bandas simuladas do sensor MERIS a partir dos dados campo de reflectância de agosto de 2011: (A) três e (B) duas bandas

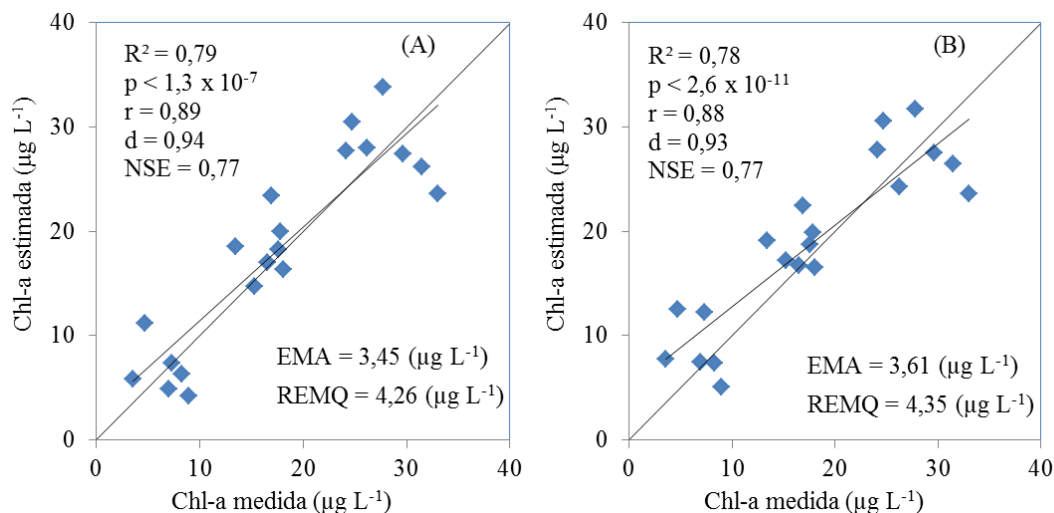


Fonte: Elaborada pelo autor.

Os modelos ajustados para os dados simulados do sensor MERIS apresentam coeficiente de correlação (r) de 0,89 e 0,88; índice de Willmontt (d) de 0,94 e 0,93; e coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) de 0,77 e 0,77; respectivamente para os modelos de três e duas bandas. Os modelos apresentaram um erro médio absoluto (EMA) de 3,45 e 3,61 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente para os modelos de três e duas bandas. A raiz do erro médio quadrático (REMQ) para os modelos foram de 4,26 $\mu\text{g L}^{-1}$ para o modelo de três e de 4,35 $\mu\text{g L}^{-1}$ para o de duas bandas (Figura 64).

Observa-se que, em ambos os modelos, a relação entre os dados medidos e estimados foi significativa estatisticamente a 1%. Os modelos mostraram-se bastante confiáveis, indicando que esta variável pode ser estimada a partir dos dados de sensoriamento remoto orbital do sensor MERIS, com elevado grau de confiabilidade.

Figura 64 - Validação dos modelos para quantificação das concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, usando dados simulados do sensor MERIS de junho de 2011: (A) três e (B) duas bandas



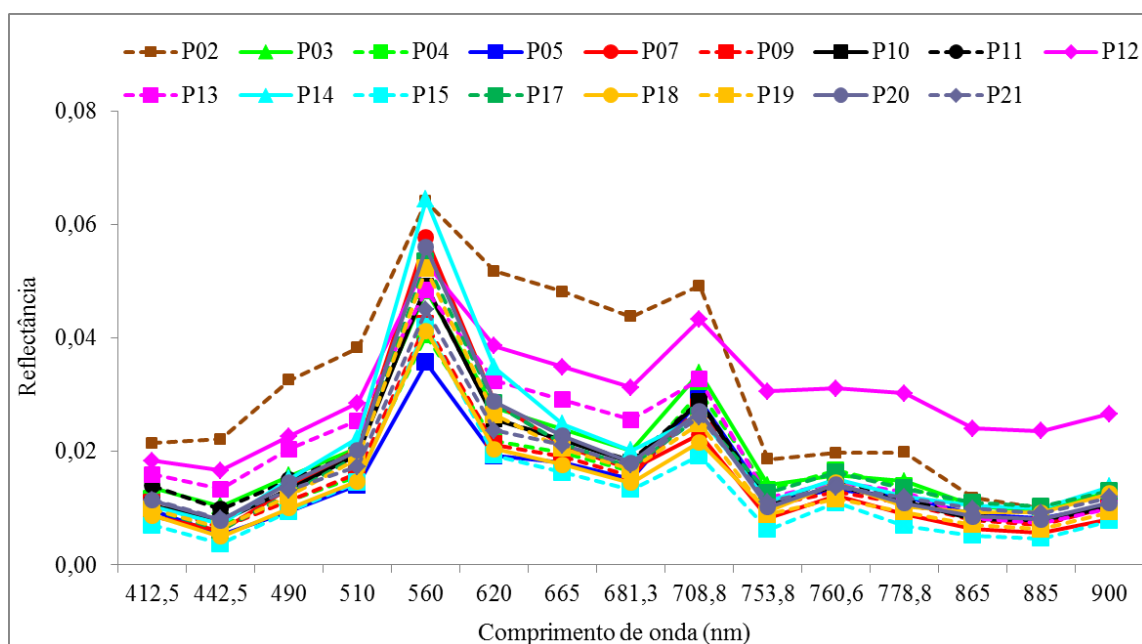
Fonte: Elaborada pelo autor.

Os modelos usando os dados simulados do sensor MERIS apresentaram melhor desempenho, menores erros de estimativas e com uma pequena tendência para subestimar as maiores concentrações de clorofila-a (Figura 62), quando comparados aos modelos usando os dados espectrais de campo (Figura 58).

6.8 Modelos para estimativas da concentração de clorofila-a a partir de dados de sensoriamento remoto orbital

A resposta espectral do sensor MERIS para os pontos monitorados no açude Orós são apresentados na Figura 64. Observa-se que as bandas da imagem do sensor MERIS são modeladas pela clorofila-a (Tabela 25) em suas respostas espectrais. Feições bem definidas de absorção estão presentes nas bandas 1, 2, 7 e 8, devido à absorção da clorofila-a; máximo de reflectância na região do verde, banda 5, devido a menor absorção pelos pigmentos; e pico de reflectância na banda 9. A comparação entre os dados da imagem (Figura 65), os simulados (Figura 61) e os dados espectrais de campo (Figura 50C) apresenta similaridade.

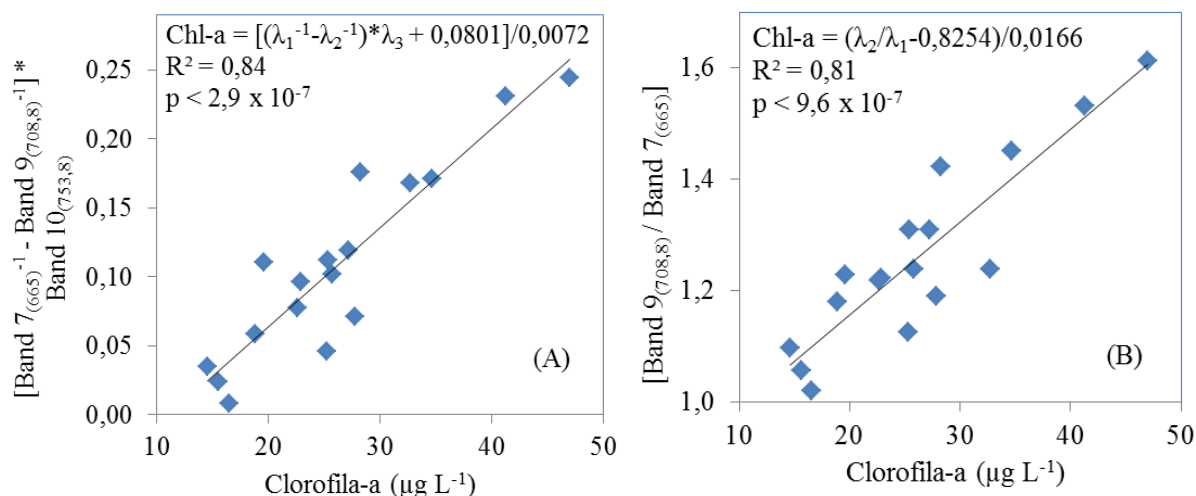
Figura 65 - Resposta espectral do sistema aquático do reservatório Orós, para imagem do sensor MERIS agosto de 2011, para os pontos de coletas em campo



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os resultados dos modelos determinados para a quantificação remota das concentrações de clorofila-a para o Reservatório Orós, Ceará, usando dados do sensor MERIS estão presentes na Figura 66. Observa-se na Figura 66A o modelo usando as três bandas (7, 9 e 10) do sensor MERIS. O valor de R^2 encontrado para o modelo de três foi de 0,84 e valor $p < 2,7 \times 10^{-7}$, Figura 66A. Para o modelo de duas bandas (7 e 9) o valor de R^2 foi de 0,81 e um $p < 9,6 \times 10^{-7}$, Figura 66B. Os modelos indicam que as concentrações de clorofila-a podem ser quantificadas a partir dos dados do sensor orbital MERIS.

Figura 66 - Modelos de estimativas das concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, usando dados do sensor MERIS de agosto de 2011: (A) três e (B) duas bandas

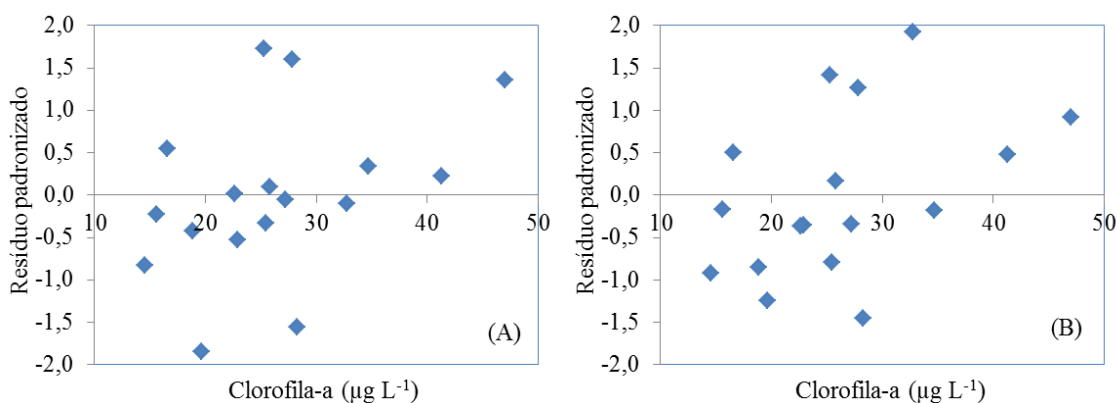


Fonte: Elaborada pelo autor.

O bom desempenho dos algoritmos foi também encontrado em outros trabalhos (HÄRMA et al. 2001, GITELSON et al. 2009, MOSES et al. 2009a, MOSES et al. 2009b).

Para avaliar se os erros de estimativa usando os dados da imagem MERIS de agosto de 2011 apresentavam tendência, os resíduos dos modelos foram observados em gráficos de dispersão com os dados de coleta *in situ* das concentrações de clorofila-a. Verifica-se na Figura 67 que não existe padrão de tendência com o aumento sistemático dos resíduos com o aumento ou diminuição das concentrações de clorofila-a, portanto, os erros são distribuídos aleatoriamente e para todos os erros dos resíduos estão entre -2 e 2.

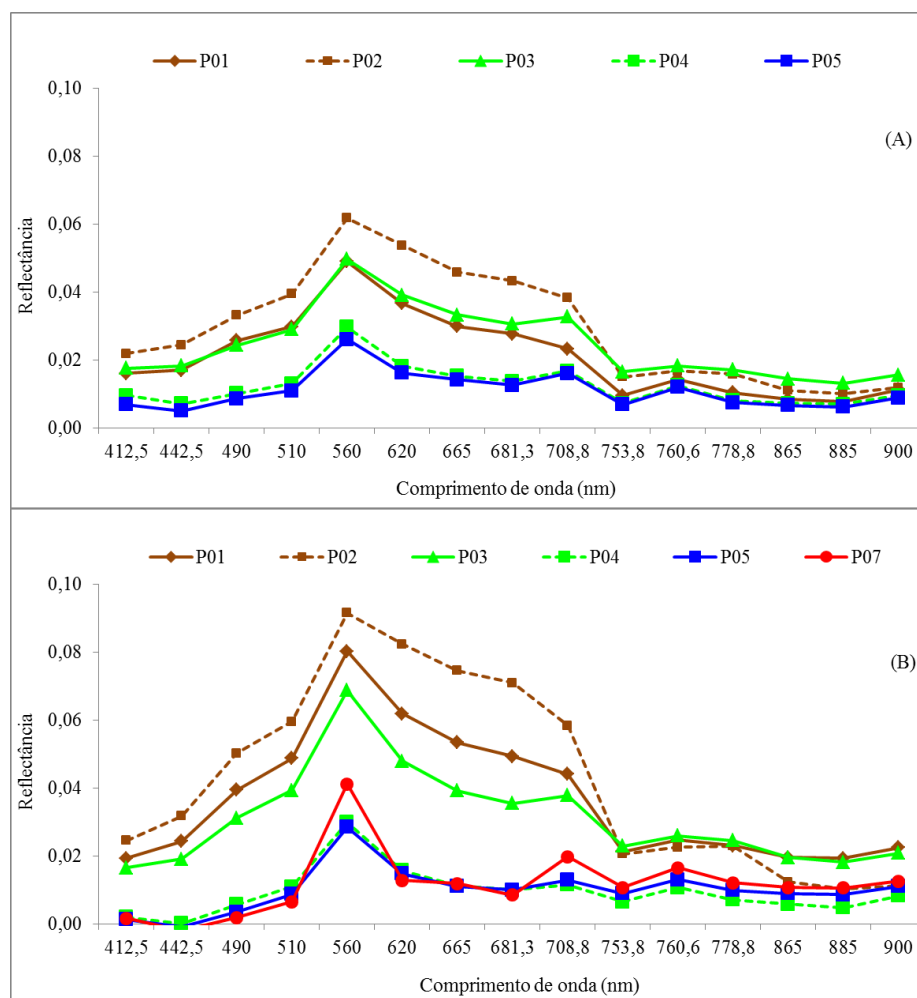
Figura 67 - Dispersão entre os resíduos e as concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, usando dados do sensor MERIS de agosto de 2011: (A) três e (B) duas bandas



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os resultados obtidos para os modelos de três e duas bandas (Figura 66) foram validados com base nas imagens de agosto de 2008 e fevereiro de 2010 (Figura 68).

Figura 68 - Resposta espectral do sistema aquático do reservatório Orós, para as imagens do sensor MERIS de agosto de 2008 (A) e fevereiro de 2010 (B)



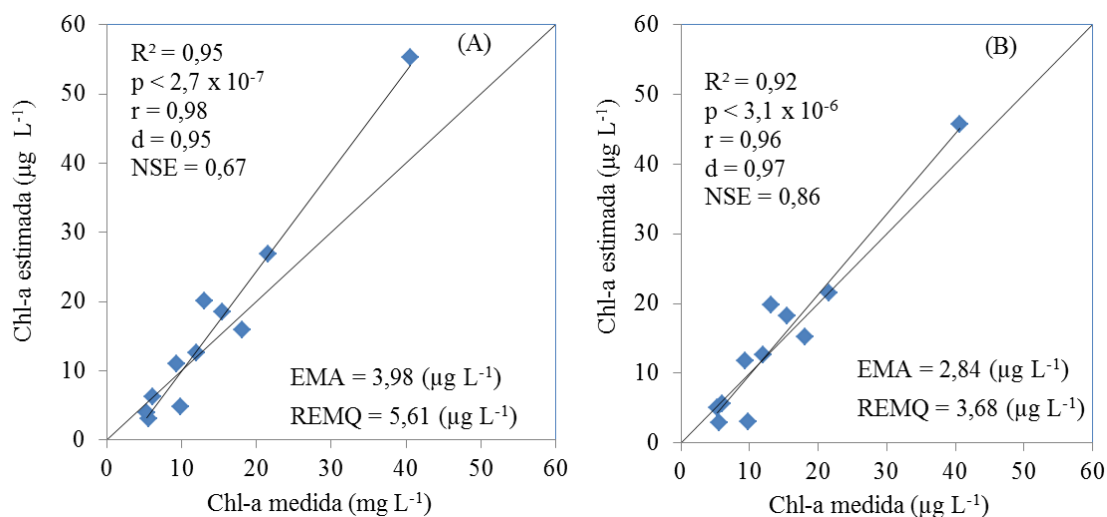
Fonte: Elaborada pelo autor.

Verificam-se na Figura 69, os graus de similaridades entre as concentrações de clorofila-a medidas em laboratório com as amostras coletadas *in situ* e as estimadas a partir dos modelos desenvolvidos usando os dados da imagem para a quantificação das concentrações de clorofila-a.

A condição ideal é sempre quando os pares de pontos (medidos e estimados) coincidem exatamente com a reta 1:1. Nessa ocasião têm-se os valores simulados pelo modelo iguais aos observados em laboratório, representando uma condição perfeita. Verifica-se que o modelo ajustado apresenta coeficiente de correlação (r), índice de Willmontt (d) e coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) iguais a 0,98, 0,95, 0,67, respectivamente, para o modelo de três

bandas (Figura 69A) e de $r = 0,96$, $d = 0,97$ e $NSE = 0,86$ para o modelo de duas bandas (Figura 69B). A relação entre os dados medidos e estimados para os dois modelos é significativa estatisticamente a 1%.

Figura 69 - Validação dos modelos para quantificação das concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, usando dados do sensor MERIS de agosto de 2008 e fevereiro de 2010: (A) três e (B) duas bandas

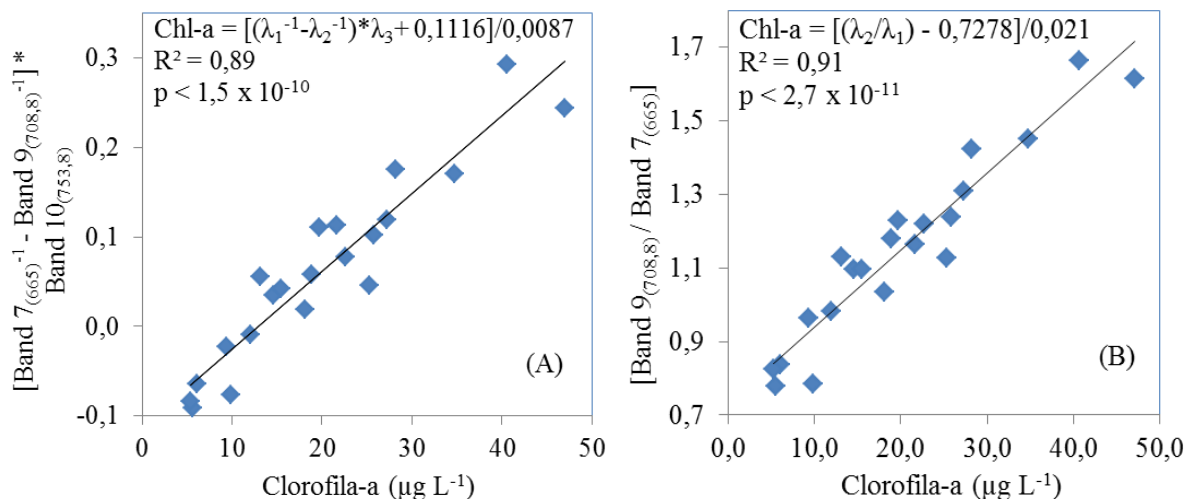


Fonte: Elaborada pelo autor.

Os modelos com os dados do sensor MERIS, tanto usando os dados simulados, Figura 62, como usando os dados orbitais, Figura 66, apresentaram coeficiente de determinação forte (MILTON, 1992), ou seja, a variável clorofila-a pode ser estimada usando os dados do sensor. Na etapa da avaliação do desempenho dos modelos os resultados foram satisfatórios (Figuras 64 e 69). Para analisar a robustez dos modelos usando os dados espectrais das imagens das estações (chuvosa e seca), usando um maior número de pontos, bem como, aumentando a variação das concentrações de clorofila-a na etapa de calibração dos modelos foram determinados modelos geral de três e duas bandas espectrais.

Os dados do sensor MERIS utilizados na etapa de calibração dos modelos gerais foram dos meses de agosto de 2008 (Figura 68A), de fevereiro de 2010 (Figura 68B) e de agosto de 2011 (Figura 65). Os dados das estações pares (P02, P04, P10, P12, P14, P18 e P20) para a imagem de agosto de 2011 foram usados apenas na etapa de validação dos modelos, com o objetivo de verificar a eficácia de um único modelo para classificar corpos d'água usando dados de imagens de sensor MERIS. Foram ajustados os modelos de regressão entre as concentrações de clorofila-a e os dados espectrais das bandas do sensor MERIS (Figura 70).

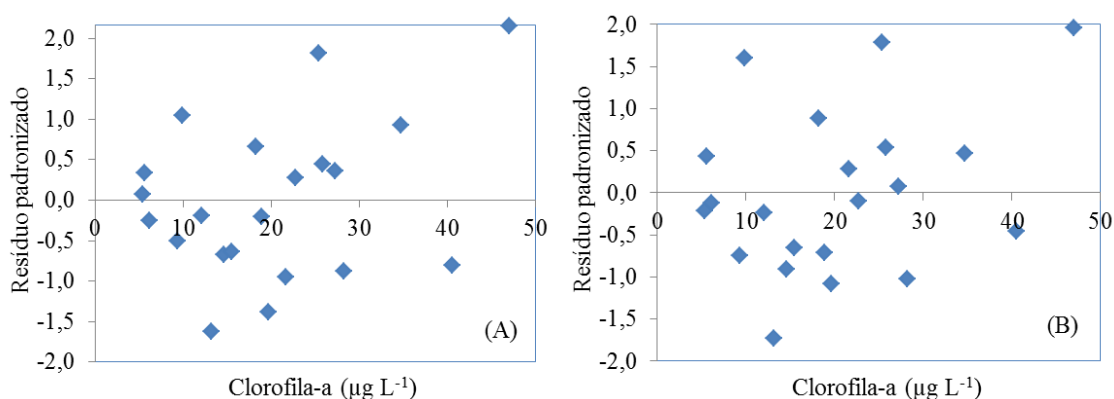
Figura 70 - Modelo geral de estimativas das concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, usando dados do sensor MERIS para as imagens de agosto de 2008, fevereiro de 2010 e agosto de 2011: (A) três e (B) duas bandas



Fonte: Elaborada pelo autor.

Observa-se na Figura 71 a dispersão dos resíduos para os modelos gerais. Verifica-se que não existe tendência definida com o aumento sistemático dos resíduos com o aumento ou diminuição das concentrações de clorofila-a, portanto, os erros são distribuídos aleatoriamente.

Figura 71 - Dispersão entre os resíduos e as concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, usando dados do sensor MERIS: (A) três e (B) duas bandas

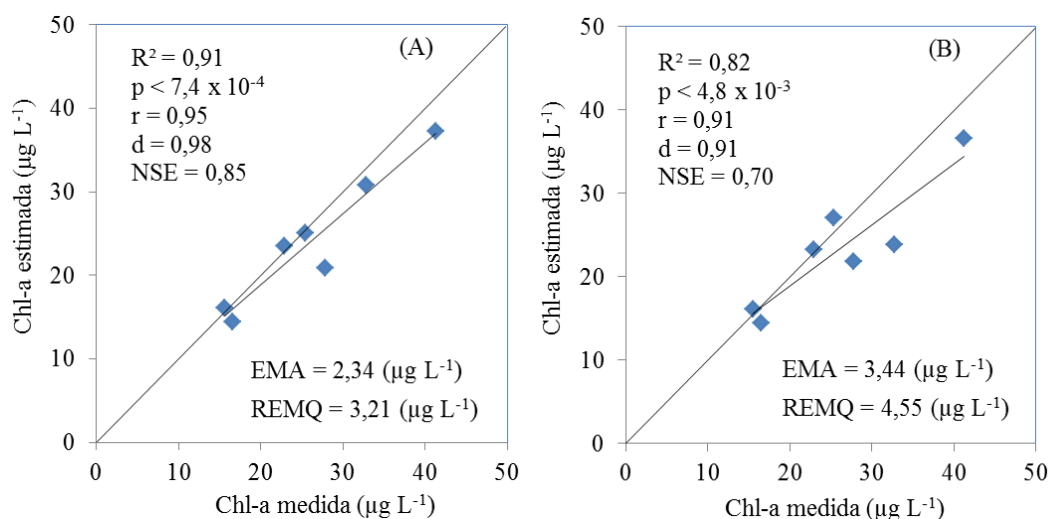


Fonte: Elaborada pelo autor.

Para a validação dos modelos gerais foram usados os dados das estações pares (P02, P04, P10, P12, P14, P18 e P20) para a imagem de agosto de 2011 (Figura 65), essas estações não foram usadas no desenvolvimento dos modelos, evitando-se com isso, falhas proporcionadas pela autocorrelação dos dados, o que poderia induzir os modelos a resultados

tendenciosos. Os resultados das validações dos modelos gerais usando os dados do sensoriamento remoto orbital são apresentados na Figura 72.

Figura 72 - Validação dos modelos para quantificação das concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, usando os dados dos pontos amostrais pares em campo de agosto de 2011 do sensor MERIS (A) três e (B) duas bandas



Fonte: Elaborada pelo autor.

Verificam-se pelos índices aplicados, que os modelos ajustados apresentam bons desempenhos. O coeficiente de correlação (r), índice de Willmontt (d) e coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) iguais a 0,95 e 0,98, 0,85, respectivamente, para o modelo de três bandas (Figura 72A) e de $r = 0,91$, $d = 0,91$ e $NSE = 0,70$ para o modelo de duas bandas (Figura 72B).

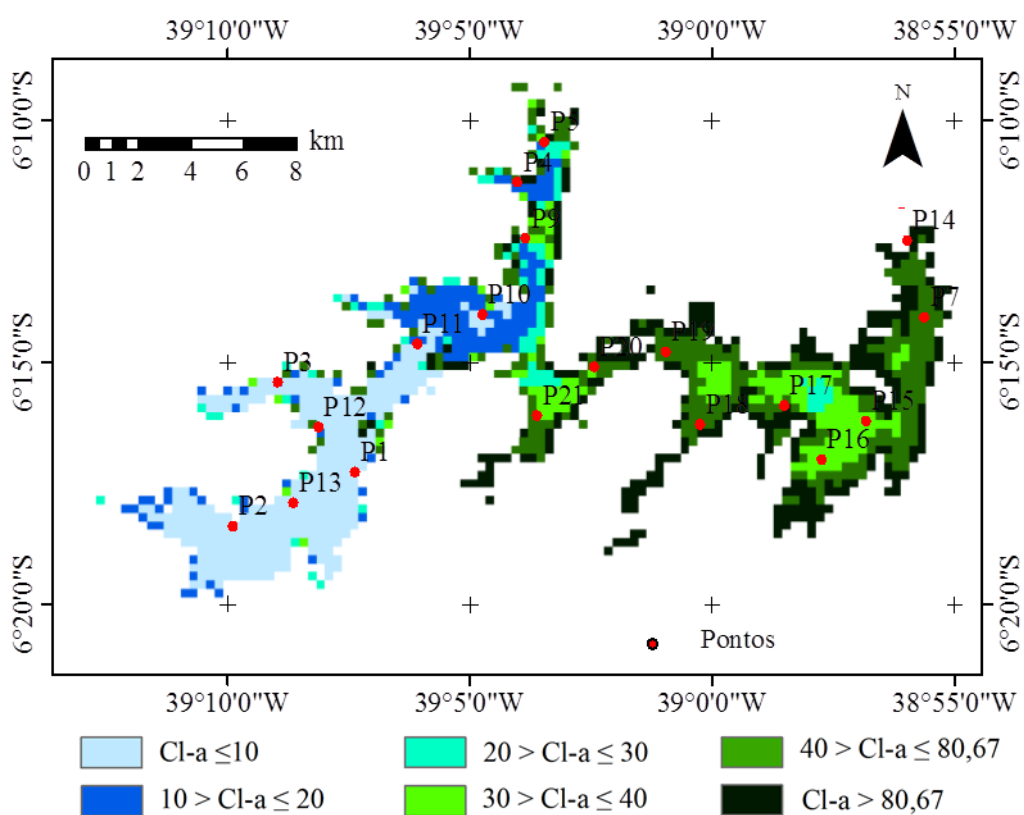
Os modelos apresentaram um baixo erro médio absoluto (EMA) de 2,34 e 3,44 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente, para os modelos de três e duas bandas. A raiz quadrada do erro médio quadrático (REMQ) para os modelos foi de 3,21 $\mu\text{g L}^{-1}$ para o modelo de três e de 4,55 para o modelo de duas bandas. Ambos os modelos apresentam a relação significativa estatisticamente a 1%, com valor de $p < 4,8 \times 10^{-3}$ entre os dados medidos e estimados (Figura 72).

Verifica-se que os modelos desenvolvidos para a variável clorofila-a mostraram-se bastante confiáveis, indicando que esta variável pode ser quantificada remotamente a partir dos dados de sensoriamento remoto orbital com elevado grau de confiabilidade. O modelo geral de três bandas apresentou desempenho superior ao modelo de duas bandas.

6.9 Dinâmica espaço-temporal das concentrações de clorofila-a no reservatório Orós, Ceará, usando imagens MERIS

A dinâmica espacial das concentrações de clorofila-a (Cl-a), para o dia 19 de fevereiro de 2010, usando a imagem do sensor MERIS e aplicando o modelo geral de três bandas (Figura 70A), é apresentada na Figura 73. Observa-se que em 25,74% da superfície do lago, região localizada na parte alta do reservatório Orós, as concentrações de clorofila-a apresentam-se $\leq 10 \mu\text{g L}^{-1}$. Nessa região estão os pontos de coleta P1, P2, P3, P11, P12 e P13. A região em que as concentrações de clorofila-a foram > 10 e $\leq 20 \mu\text{g L}^{-1}$ representam 11,47% da área da bacia hidráulica do reservatório. As áreas nesse intervalo estão presentes no final da parte alta da bacia do terço médio superior e início do terço médio do corpo hídrico.

Figura 73 - Variações nas concentrações de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$), usando o modelo geral de três bandas, aplicado na imagem do sensor MERIS, 19/02/2010, para o reservatório Orós, Ceará



Fonte: Elaborada pelo autor.

As concentrações de clorofila-a > 20 e $\leq 30 \mu\text{g L}^{-1}$ correspondem a menor área da bacia hidráulica, representando apenas 5,66%. As áreas com concentrações de clorofila-a > 30 e $\leq 40 \mu\text{g L}^{-1}$ estão localizadas principalmente na região central do terço médio inferior, pontos P15 e P16, e pequenas áreas inseridas na região do médio. Esse intervalo representa um percentual de 11,32% da área da bacia hidráulica do reservatório Orós.

As áreas com concentrações de clorofila-a > 40 e $\leq 80,67 \mu\text{g L}^{-1}$ estão localizadas no terço médio inferior e correspondem a 23,60% da área do reservatório. As concentrações de clorofila-a $> 80,67 \mu\text{g L}^{-1}$, representam 22,21%. Essas áreas estão localizadas nas margens do reservatório Orós e devido ao tamanho do pixel da imagem do sensor MERIS, 300×300 m, sofrem influências dos outros alvos localizados às margens do reservatório (solo, vegetação).

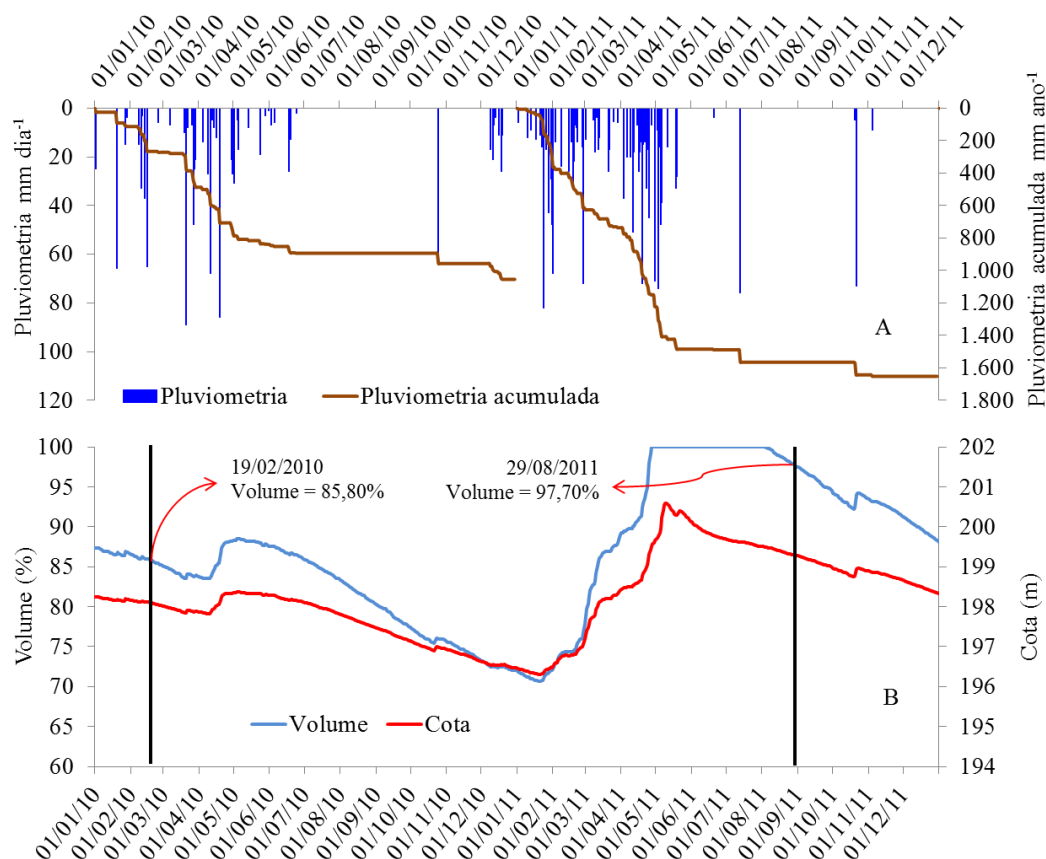
Efetuiu-se uma comparação entre as medições de campo das concentrações de clorofila-a para o dia 19/02/2010 com as concentrações estimadas pelos dados das imagens MERIS. Identificou-se similaridade com as concentrações determinadas em laboratório (Tabela 33). As concentrações de nitrogênio total variaram de 0,576 a 0,882 mg L^{-1} e com valor médio de 0,684 mg L^{-1} e o fósforo total variou de 0,016 a 0,073 mg L^{-1} e com valor médio de 0,046 mg L^{-1} . Analisa-se na Figura 74A, que o total de chuva precipitada em mm ano^{-1} foi de 1.054,0 e 1.651,5 para os anos de 2010 e 2011, respectivamente. O volume de água armazenada no lago em 19/02/2010 era de 85,80% da capacidade de armazenamento (Figura 74B), ou seja, nesta data o reservatório ainda encontrava-se em fase de recarga.

Tabela 34 - Variáveis limnológicas analisadas no dia da imagem do sensor MERIS, 19/02/2010, para o reservatório Orós, Ceará

Pontos	pH	CE	Cl-a	Turbidez	Transparência	Nitrogênio Total	Fósforo Total
	-	(dS cm^{-1})	($\mu\text{g L}^{-1}$)	(UNT)	(m)	(mg L^{-1})	
P1	8,40	0,38	5,34	14,2	0,68	0,605	0,063
P2	8,20	0,34	9,88	36,0	0,18	0,576	0,073
P3	8,50	0,32	9,35	10,5	0,72	0,619	0,055
P4	8,50	0,32	18,16	5,27	1,01	0,657	0,016
P5	8,60	0,33	21,63	4,86	0,94	0,685	0,037
P6	8,30	0,29	20,05	7,04	0,84	0,882	0,063
P7	8,60	0,23	40,58	9,58	1,20	0,766	0,017
Média	8,44	0,32	17,86	12,49	0,80	0,684	0,046

Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 74 - Pluviometria para o posto de Iguatu, localizado a montante do reservatório Orós (A) e cota x volume para o reservatório Orós (B) para os anos de 2010 a 2011

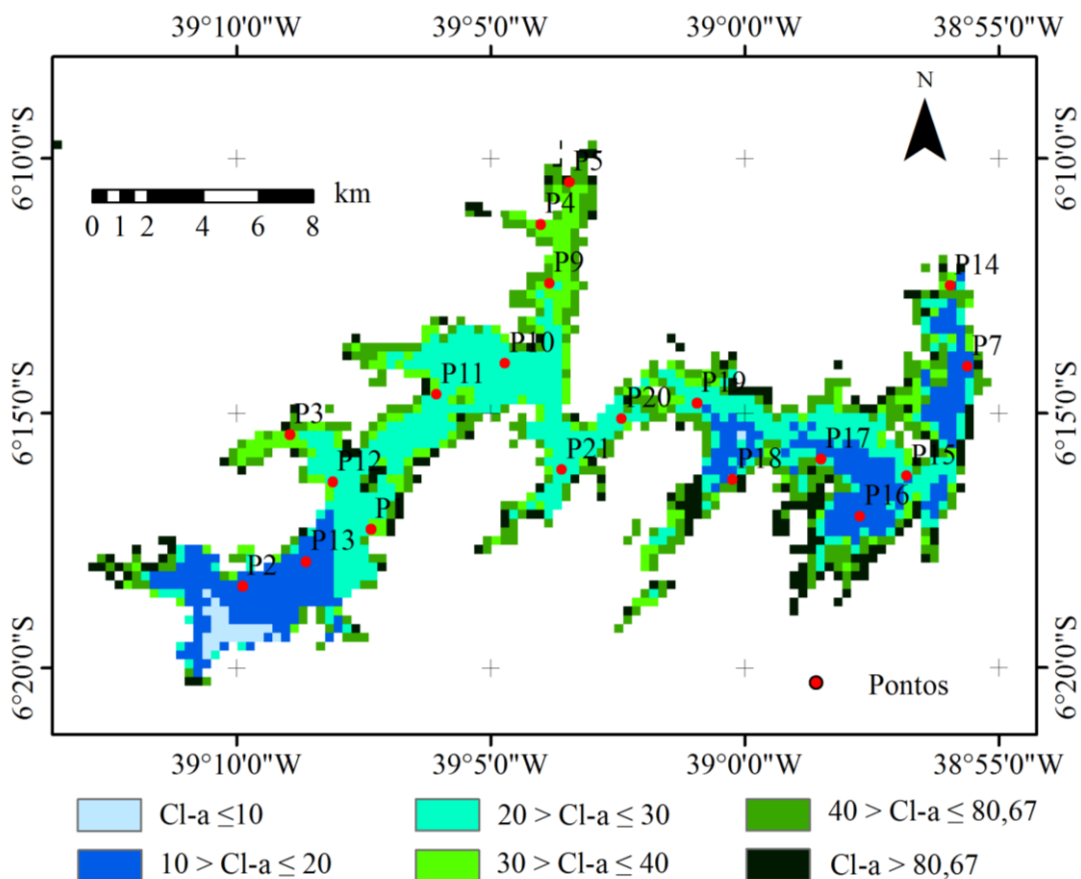


Fonte: Elaborada pelo autor.

Após dezoito meses, 29/08/2011, o mapa da dinâmica espacial das concentrações de clorofila-a (Figura 75), aplicando o modelo geral de três bandas (Figura 70A), usando a imagem do sensor MERIS, apresentou um resultado diferenciado àquele observado para o dia 19/02/2010 (Figura 73). Observa-se uma pequena região (1,58%) na parte alta do reservatório Orós, em que as concentrações de clorofila-a apresentam-se $\leq 10 \mu\text{g L}^{-1}$. A região em que as concentrações de clorofila-a foram > 10 e $\leq 20 \mu\text{g L}^{-1}$ representam 19,24% da área da bacia hidráulica do reservatório. As áreas com essas concentrações se fazem presentes no terço superior (P2 e P13) e inferior (P7 e P16).

As concentrações de clorofila-a > 20 e $\leq 30 \mu\text{g L}^{-1}$ representaram a maior área da bacia hidráulica, com 31,07%. As regiões ocupadas por essa faixa encontram-se na parte central ao longo do reservatório, pontos P10, P11, P12, P19, P20 e P21. As áreas com concentrações de clorofila-a > 30 e $\leq 40 \mu\text{g L}^{-1}$ estão localizadas principalmente nas entradas do rio Faé, P03 e dos riachos Madeira Cortada, P04, e Giqui, P05. No entorno dessas entradas, as áreas são exploradas com as atividades de agricultura e pecuária, dentre outras.

Figura 75 - Variações nas concentrações de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$), usando o modelo geral de três bandas, aplicado na imagem do sensor MERIS, 29/08/2011, para o reservatório Orós, Ceará



Fonte: Elaborada pelo autor.

As áreas com concentrações de clorofila-a > 40 e $\leq 80,67 \mu\text{g L}^{-1}$ estão localizadas próximas às margens do reservatório e correspondem a 22,88% da área do reservatório. As concentrações de clorofila-a $> 80,67 \mu\text{g L}^{-1}$, representam 12,67%. Essas áreas estão localizadas nas margens do reservatório Orós e devido ao tamanho do pixel da imagem do sensor MERIS, 300×300 m, sofrem influências dos outros alvos localizados às margens do reservatório (solo, vegetação).

Efetua-se uma comparação entre as medições de campo das concentrações de clorofila-a para o dia 29/08/2011 com as concentrações estimadas com os dados das imagens MERIS. Identificou-se similaridade com as concentrações determinadas em laboratório (Tabela 34). As concentrações de nitrogênio total variaram de 0,499 a $1,606 \text{ mg L}^{-1}$ e com valor médio de $0,892 \text{ mg L}^{-1}$ e o fósforo total variou de 0,167 a $0,360 \text{ mg L}^{-1}$ e com valor médio de $0,265 \text{ mg L}^{-1}$. Observa-se em termos médios que os nutrientes: nitrogênio total e fósforo total aumentaram 130 e 576%, respectivamente, em relação ao ano de 2010.

As principais fontes artificiais de fósforo são os fertilizantes agrícolas e os esgotos domésticos (ALEXANDRE et al., 2010; CASTRO; MENDONÇA, 2004; RÄIKE et al., 2003; SHRESTHA; KAZAMA, 2007). As áreas de uso e ocupação do solo em entorno do açude Orós, 59,83% do uso total já sofreram alterações (pastagens naturais e de manejo, capoeira e rizinocultura) (SOARES et al., 2009) e apenas 11,22% dos domicílios têm esgotamento ligado à rede na bacia do Alto Jaguaribe (IPECE, 2010).

Para o dia 29 de agosto de 2011 o volume de água armazenado no reservatório era de 97,70% (Figura 74B). Observa-se que no ano de 2011 o reservatório atingiu sua capacidade máxima no dia 27 de abril de 2011 e mantendo até o dia 01 de agosto de 2011. Apesar de ter ocorrido a renovação da massa de água no ano de 2011, os nutrientes (fósforo total e nitrogênio total) aumentaram, apresentando efeito acumulativo (Tabelas 33 e 34), e, consequentemente, as concentrações de clorofila-a também aumentaram.

Tabela 35 - Variáveis limnológicas analisadas no dia de aquisição da imagem do sensor MERIS, 20/08/2011, para o reservatório Orós, Ceará

Pontos	pH	CE	Cl-a	Turbidez	Transparência	Nitrogênio Total	Fósforo Total
	-	(dS cm ⁻¹)	(µg L ⁻¹)	(UNT)	(m)	(mg L ⁻¹)	
P3	7,57	0,23	28,25	5,1	0,69	0,929	0,204
P4	7,62	0,2	41,28	4,7	0,55	1,273	0,236
P5	7,48	0,23	46,99	5,5	0,64	1,606	0,240
P6	7,52	0,25	18,80	4,4	1,40	0,755	0,211
P7	7,63	0,25	14,58	3,9	1,46	0,623	0,167
P9	7,85	0,23	34,71	3,9	0,68	1,057	0,207
P10	7,61	0,24	25,42	4,4	0,85	0,908	0,206
P11	7,59	0,23	27,23	4,2	0,83	1,382	0,199
P12	7,71	0,23	32,79	4,3	0,78	0,779	0,301
P13	7,73	0,23	25,31	6,0	1,40	0,744	0,309
P14	7,81	0,25	15,59	4,1	1,62	0,787	0,305
P15	7,67	0,23	18,85	3,5	1,65	0,499	0,315
P17	7,75	0,23	19,65	4,4	1,25	0,561	0,308
P18	7,58	0,23	22,91	3,6	1,09	0,835	0,333
P19	7,74	0,24	12,02	4,4	1,09	0,638	0,336
P21	7,70	0,23	25,79	3,8	0,85	0,890	0,360
Média	7,66	0,233	25,636	4,388	1,052	0,892	0,265

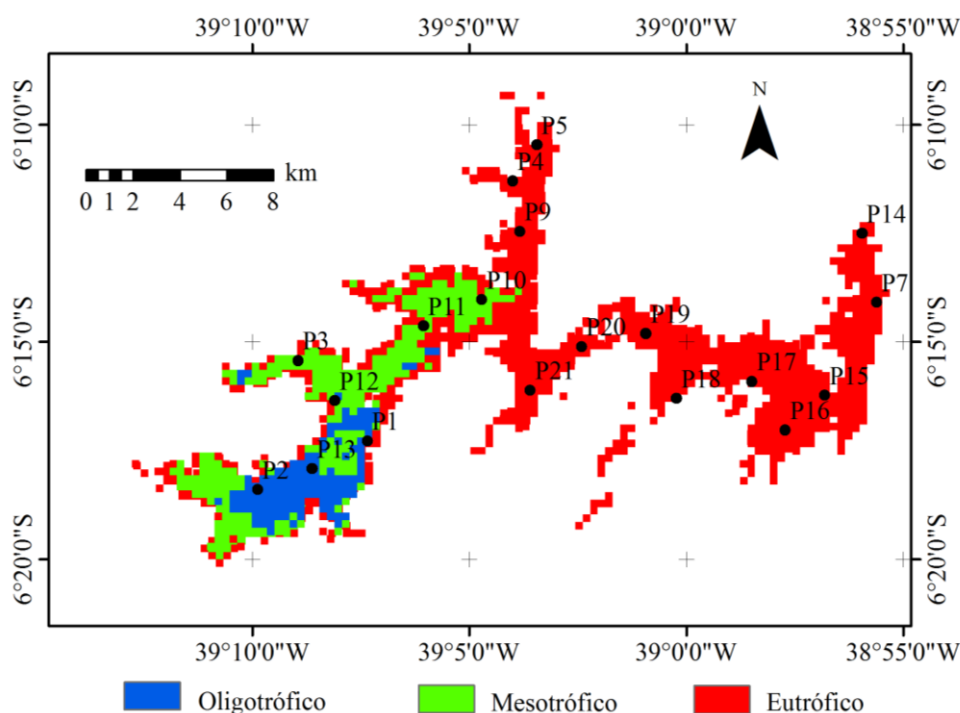
Fonte: Elaborada pelo autor.

A partir dos resultados das concentrações de clorofila-a obtidas usando as imagens do sensor MERIS para os meses de fevereiro de 2010, Figura 73, e agosto de 2011, Figura 75, foram gerados mapas com a distribuição do estado trófico do reservatório Orós. Foram

considerados os critérios apresentados na Tabela 21 para enquadramento da qualidade da água quanto ao estado trófico das águas do Orós.

A classificação das águas do açude Orós quanto ao estado trófico, considerando as concentrações de clorofila-a para fevereiro de 2010 (Figura 73), é apresentada na Figura 76. Verifica-se que apenas 12,85% de área da bacia hidráulica do reservatório Orós foi classificada como oligotrófica, ou seja, as concentrações estimadas são inferiores ao limite máximo de enquadramento nesta classe que é de $4,8 \mu\text{g L}^{-1}$. Observa-se que 26% das águas da bacia hidráulica foram classificadas como mesotróficas ($4,8 \leq \text{Cl-a} < 12 \mu\text{g L}^{-1}$) e 61,15% das águas foram classificadas como eutróficas, ou seja, concentrações de clorofila-a $\geq 12 \mu\text{g L}^{-1}$. O mapa foi gerado empregando-se o modelo geral de três bandas (Figura 70A) e a imagem do sensor MERIS, datada do dia 19 de fevereiro de 2010, para o reservatório Orós.

Figura 76 - Classificação do nível trófico considerando as concentrações de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$), para a imagem do sensor MERIS 19/02/2010, para o reservatório Orós, Ceará

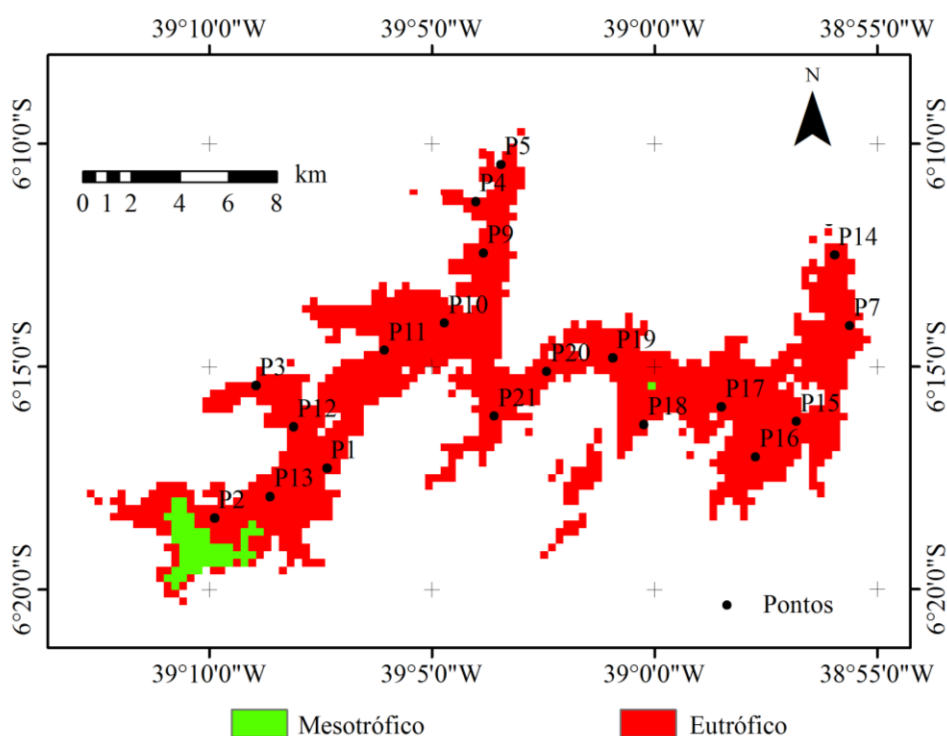


Fonte: Elaborada pelo autor.

A classificação das águas do açude Orós quanto ao estado trófico, considerando as concentrações de clorofila-a para agosto de 2011 (Figura 75), é apresentada na Figura 77. Verifica-se que nenhuma região da bacia hidráulica do reservatório foi classificada como oligotrófica, ou seja, as concentrações estimadas são superiores ao limite máximo de enquadramento nesta classe que é de $4,8 \mu\text{g L}^{-1}$. Observa-se que apenas 4,33% das águas da

bacia hidráulica foram classificadas como mesotróficas ($4,8 \leq Cl-a < 12 \mu g L^{-1}$). Analisa-se que 95,77% das águas foram classificadas como eutróficas, ou seja, com concentrações de clorofila-a $\geq 12 \mu g L^{-1}$, usando o modelo geral (Figura 70A) e a imagem do sensor MERIS datada do dia 29 de agosto de 2011, para o reservatório Orós.

Figura 77 - Classificação do nível trófico considerando as concentrações de clorofila-a ($\mu g L^{-1}$), para a imagem do sensor MERIS 29/08/2011, para o reservatório Orós, Ceará



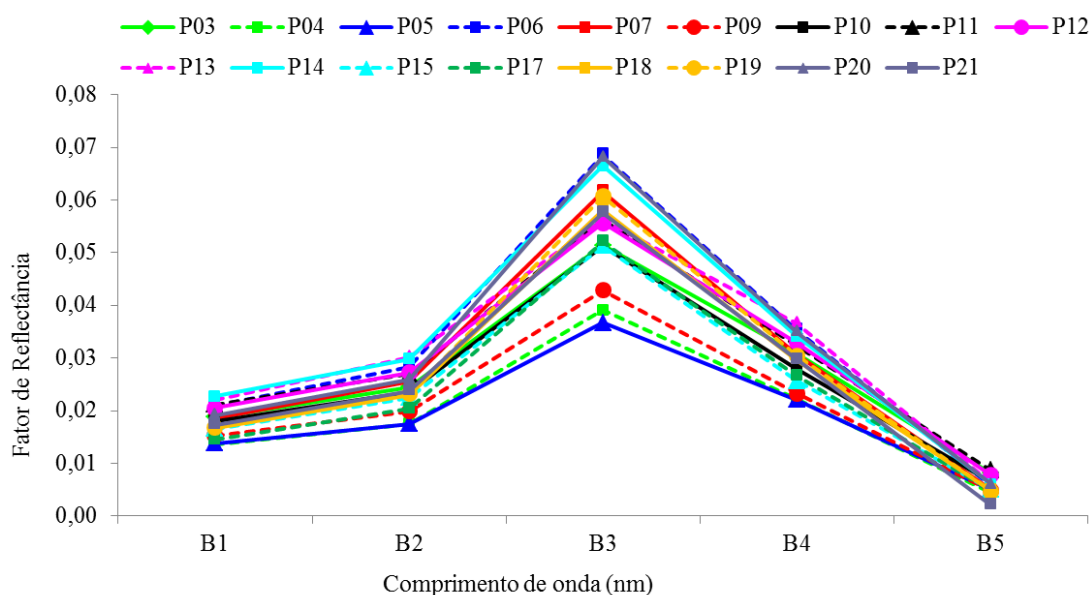
Fonte: Elaborada pelo autor.

As principais consequências nos sistemas aquáticos eutróficos são: anoxia (ausência de oxigênio dissolvido), que causa a morte de peixes e de invertebrados e também resulta na liberação de gases tóxicos com odores desagradáveis; florescimento de algas e crescimento incontrolável de outras plantas aquáticas; produção de substâncias tóxicas por algumas espécies de cianofíceas; altas concentrações de matéria orgânica, as quais, se tratadas com cloro, podem criar compostos carcinogênicos (TUNDISI; TUNDISI, 2011); deterioração do valor recreativo de um lago ou de um reservatório devido à diminuição da transparência da água; acesso restrito à pesca e às atividades recreativas devido ao acúmulo de plantas aquáticas; menor número de espécies de plantas e animais (biodiversidade); alterações na composição de espécies; diminuição da produção de peixes causada por depleção de oxigênio na coluna d'água (SMITH, 2003; SMITH; SCHINDLER, 2009; TUNDISI; TUNDISI, 2011).

6.10 Análise do potencial de uso dos dados espectrais do sensor LANDSAT 8 para estimativas das concentrações de clorofila-a

Para verificar a eficácia das estimativas dos constituintes opticamente ativos nos corpos d'água usando imagens de sensores orbitais, foram simulados a largura e o número de bandas espectrais do sensor Land Remote Sensing Satellite - LANDSAT 8 (multiespectral) a partir dos dados hiperespectrais *in situ* de agosto de 2011 (Figura 50C). Após a simulação das bandas, foi ajustado o modelo de regressão entre as concentrações de clorofila-a e os dados espectrais das bandas simuladas (Figura 78).

Figura 78 - Simulação das bandas espectrais do sensor LANDSAT 8 a partir dos dados espectrais de campo adquiridos em agosto de 2011 no reservatório Orós

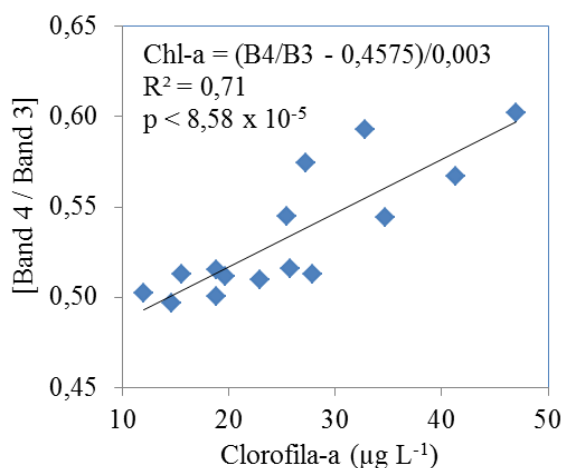


Fonte: Elaborada pelo autor.

As bandas simuladas do sensor LANDSAT apresentaram feições características do comportamento espectral de águas onde o constituinte opticamente ativo presente no sistema aquático é a clorofila-a, Tabela 25. Verifica-se principalmente a baixa reflectância nas bandas 1 e 2, devido à absorção por matéria orgânica; máximo de reflectância na região do verde, banda 3, devido a menor absorção pelos pigmentos e maior espalhamento pelas células fitoplanctônicas; mínimo de reflectância na região do vermelho, banda 4, devido à absorção da clorofila-a e início do aumento de absorção pela água; e baixa reflectância na banda localizada na região do infravermelho próximo, banda 5, devido a forte absorção da água.

A análise do resultado do modelo determinado para a estimativa das concentrações de clorofila-a para o Reservatório Orós, Ceará, usando dados simulados das bandas do sensor LANDSAT 8 é apresentado na Figura 79.

Figura 79 - Modelo de estimativa das concentrações de clorofila-a para o reservatório Orós, para as bandas simuladas do sensor LANDSAT 8 a partir dos dados campo de reflectância de agosto de 2011



Fonte: Elaborada pelo autor.

O modelo usando a razão de bandas (3 e 4) do sensor LANDSAT 8 apresentou coeficiente de determinação de 0,71 (Figura 78), ou seja, as concentrações de clorofila-a usando os dados simulados a partir de dados espectrais de campo podem ser estimadas. O modelo indica que as concentrações de clorofila-a podem ser estimadas a partir dos dados do sensor orbital LANDSAT 8; o modelo apresenta correlação significativa (valor $p < 8,58 \times 10^{-5}$).

Comparando os resultados dos modelos obtidos usando dados simulados para as bandas dos sensores LANDSAT 8 (Figura 78) e MERIS (Figura 62B), analisa-se que o desempenho do modelo para as bandas do sensor LANDSAT 8 apresentou coeficiente de determinação de 0,71, sendo inferior ao coeficiente de determinação (0,85) para as bandas do sensor MERIS.

O sensor MERIS opera nas faixas do visível e infravermelho próximo, de 400 a 900 nm, com bandas centradas nas feições diagnósticas e melhor resolução espectral (~10 nm). O sensor LANDSAT 8 opera na faixas do visível, infravermelho próximo, infravermelho de ondas curtas e infravermelho termal (430 a 12510 nm), Tabela 13. O sensor LANDSAT 8 integra uma faixa maior de energia em cada banda, que inclui uma região maior que as feições diagnósticas. O sensor MERIS foi desenvolvido para o monitoramento da cor do oceano,

incluindo as concentrações de clorofila para oceanos abertos e áreas costeiras, de substâncias amarelas e do material particulado em suspensão (Tabela 14). O sensor LANDSAT 8 tem diversas aplicações, como: acompanhamento do uso agrícola das terras; apoio ao monitoramento de áreas de preservação; desmatamentos; detecção de invasões em áreas indígenas; dinâmica de urbanização; estimativas de fitomassa; monitoramento da cobertura vegetal, dentre outras.

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

7.1 Conclusões

Os dados de sensoriamento remoto permitiram mapear a distribuição das concentrações de clorofila-a no açude Orós.

Os modelos desenvolvidos para a variável clorofila-a são confiáveis, indicando que esta variável pode ser quantificada remotamente a partir dos dados de sensoriamento remoto de campo e orbital com elevado grau de confiabilidade. O modelo geral de três bandas apresentou desempenho superior ao modelo de duas bandas, com um erro de $2,34 \mu\text{g L}^{-1}$.

Os modelos desenvolvidos para as variáveis limnológicas, sólidos inorgânicos suspensos, turbidez, transparência e condutividade elétrica, mostraram-se confiáveis, indicando que estas variáveis podem ser quantificadas remotamente a partir dos dados de sensoriamento remoto de campo com confiabilidade.

O modelo desenvolvido para a variável clorofila-a, usando as bandas simulados do sensor LANDSAT 8, indica que esta variável pode ser estimada a partir dos dados do sensor LANDSAT 8.

É possível a avaliação e o monitoramento da qualidade da água de sistemas aquáticos da região semiárida a partir de dados de sensoriamento remoto, tanto através de imagens orbital com também de dados espectrais “*in situ*”.

É possível caracterizar bio-opticamente a água do reservatório de Orós, a partir de dados orbitais do sensor MERIS e dados *in situ*, verificando assim a capacidade destes sensores em quantificar as concentrações de clorofila-a na água, em um reservatório localizado na região semiárida do Brasil, tanto para a estação seca como chuvosa.

As águas do reservatório Orós quanto ao estado trófico, usando os dados das imagens do sensor MERIS foram classificadas eutróficas, 61,15 e 97,77% da bacia hidráulica, respectivamente, para meses de fevereiro de 2010 e agosto de 2011.

O principal componente opticamente ativo modelando a forma dos espectros foi a clorofila-a, exceto para as campanhas de campo realizadas em março e junho de 2011, onde os sedimentos em suspensão também influenciam a forma dos espectros.

O sensoriamento remoto orbital e *in situ* representam hoje, grandes aliados no desenvolvimento das novas metodologias necessárias para monitoramento dos recursos hídricos e gestão das bacias hidrográficas.

A Análise Fatorial e de Componentes Principais apontaram que a qualidade das águas do reservatório de Orós são determinadas por fatores como: processo natural de intemperismo; carreamentos dos sólidos suspensos através do escoamento superficial das áreas agrícolas, solo exposto e áreas antropizadas; e poluição orgânica, ação antrópica na bacia do Alto Jaguaribe, Ceará. Essa análise permite a redução do número de atributos a serem amostrados, o que reduz o custo de monitoramento.

A homogeneidade espacial das massas de água foi influenciada pelas atividades antrópicas exercidas nas proximidades do reservatório e ao longo da bacia. A similaridade das águas do reservatório Orós permite uma redução no número de pontos amostrados, o que minimiza os custos de monitoramento.

As concentrações de sólidos suspensos, clorofila-a e fósforo total, são indicativos da ocupação, uso e manejo inadequado dos recursos naturais no entorno do reservatório e na sua bacia de contribuição, conduzindo à degradação da qualidade das águas do Orós.

As águas do açude Orós são classificadas para todos os grupos e para os parâmetros clorofila-a e fósforo total como eutrófico, com exceção do grupo 2 para o parâmetro clorofila-a que é classificada como mesotrófico.

A qualidade das águas superficiais do reservatório para uso na agricultura irrigada quanto ao risco de sodicidade é severo para os grupos 1 e 2, e ligeiro a moderado para o grupo 3. A água não apresenta risco de causar problema de salinidade.

Portanto, com o uso do sensoriamento remoto e estatística multivariada é possível melhorar o gerenciamento dos recursos hídricos, uma vez que auxilia na formação de banco de dados e apresenta a vantagem na superação da limitação espacial dos monitoramentos tradicionais em *in situ*, gerando informações úteis à tomada de decisão pelos gestores, e interação contínua e permanente entre gerentes e pesquisadores da área básica, vital para a implantação de políticas públicas em nível municipal, regional, estadual e federal.

7.2 Recomendações

Investigar evolução das variáveis determinantes da qualidade das águas do reservatório Orós em cada ano.

Determinar a similaridade das águas do reservatório Orós, considerando os 20 pontos monitorados.

Analisar a influência na qualidade das águas causada pela dinâmica do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do reservatório Orós, ao longo dos anos monitorados.

Determinar espectros de referência para a classificação das águas do reservatório Orós.

Desenvolver uma metodologia utilizando dados orbitais para minimizar a contaminação da resposta espectral dos pixels próximos às bordas do reservatório por outros alvos.

Simular as bandas espectrais do sensor Sentinel 3 para analisar seu desempenho para estimativas das concentrações dos constituintes opticamente ativos.

Integrar os dados de sensoriamento remoto ao monitoramento da qualidade das águas.

Induzir políticas públicas visando à redução do aporte de nutrientes, principalmente os fosfatados e os nitrogenados no reservatório Orós, para minorar o processo de eutrofização.

Desenvolver modelos usando as propriedades ópticas inerentes da água para a região semiárida.

REFERÊNCIAS

- ALEXANDRE, D. M. B.; ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B.; PALÁCIO, H. A. Q.; FERREIRA, A. C. S. The water quality investigation using GIS and multivariable analysis in a semiarid region reservoir. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 4, p. 554-561, 2010.
- ANDRADE, E. M. **Regionalization of Average Annual Runoff Models for Ungaged Watersheds in Arid and Semiarid Regions**. Tese. School of Renewable Natural Resources, The University of Arizona, Tucson, AZ, 1997, 192p.
- ANDRADE, E. M.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; GOMES, B. G.; LOBATO, F. A. O. Fatores determinantes da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú, Ceará, Brasil. **Ciência Rural**, v. 37, p. 1791-1797, 2007a.
- ANDRADE, E. M.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; GOMES, B. G.; LOBATO, F. A. O. Fatores determinantes da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú, Ceará, Brasil. **Ciência Rural**, v. 37, p. 1791-1797, 2007b.
- ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B.; PALÁCIO, H. A. Q.; AQUINO, D. N.; ALEXANDRE, D. M. B. Land use and groundwater quality: the case of Baixo Acaraú Irrigated Perimeter, Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n.2, p. 208-215, 2010.
- ANDRADE, E. M.; PALÁCIO, H. A. Q.; SOUZA, I. H.; LEÃO, R. A. O.; GUERREIRO, M. J. Land use effects in groundwater composition of an alluvial aquifer (Trussu River, Brazil) by multivariate techniques. **Environmental Research**, v. 106, n.2, p. 170-177, 2008.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2005. 1268p.
- AQUINO, D. N. **Irrigação e sustentabilidade dos recursos solo e água na área do Distrito de irrigação Baixo Acaraú – DIBAU- Ceará**. 2007. 120 f. Dissertação (mestrado em Agronomia – Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal do Ceará.
- ARAÚJO, J. C. Assoreamento em reservatórios do Semiárido: modelagem e validação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.8, n.2, p.39-56, 2003.
- ARRAES F. D. D. **Dinâmica do balanço de energia na bacia hidráulica do açude Orós e suas adjacências**. 2010. 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. 2. ed. Campina Grande: UFPB, 1999. 153p. FAO, Irrigação e Drenagem, 29.

BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto da dinâmica da circulação da água no sistema planície de Curuai/Rio Amazonas**. 281f, Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Jose dos Campos. 2005.

BARRET, E. C.; CURTIS, L. F. **Introduction to environmental remote sensing**. 3. Ed. Chapman & Hall. London, UK. 1992. p. 426.

BEAL, D., BARET, F., WEISS, M., GU, X., VERBRUGGHE, M. A method for MERIS atmospheric correction based on the spectral and spatial observation. Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2003. IGARSS '03. **Proceedings** 6 (pp. 3601–3603).

BERNHARDT, H. **Thoughts on using the results of of the OECD examination program in lake protection**. IWSA Spec. Conf. in Eutrophication. 1982.

BEVERIDGE, M. C. M. **Cage aquaculture**. 3. ed. Blackwell Publishing, Oxford, United States. 2004.

BISNAS, A. K. **Monitoramento eficiente de lagos**. Shiga: ONU, 1990. 541 p.

BOUZA-DEAÑO, R.; TERNERO-RODRÍGUEZ, M.; A.J. FERNÁNDEZ-ESPINOSA, A. J. Trend study and assessment of surface water quality in the Ebro River (Spain). **Journal of Hydrology**, v.361, p.227-239. 2008.

BOWKER, D. E.; DAVIS, R. E.; MYRIC, D. L.; STACY, K.; JONES, W. T. **Spectral reflectance of natural targets for use in remote sensing studies**. Hampton, 1985. (NASA Reference Publication, 1139).

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.; LOTUFO J.; BARROS, M.; THADEU L. **Introdução a Engenharia Ambiental**. São Paulo; Pretice Hall, 2002. 305 p.

BRANCO, S. M. **Hidrologia aplicada à engenharia sanitária**. 3. ed. São Paulo. CETESB/ACATESB. 1986. 640p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA Nº 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 10 abr. 2011.

BRESSAN, M. C.; BERAQUET, N. J.; LEMOS, A. L. da S. C. Características de qualidade de carne em peito de frango utilizando a análise da componente principal. **Boletim da Sociedade Brasileira de Ciência e Tecnologia de Alimentos**. n. 35, 2001.

BRICAUD, A.; MOREL, A.; PRIEUR, L. Absorption by dissolved organic matter of the sea (yellow substance) in the UV and visible domains. **Limnology Oceanography**, v. 26, n. 1, p. 43-53, 1981.

BRODNJAK-VONCINA, D.; DOBCNIK, D.; NOVIC, M.; ZUPAN, J. Chemometrics characterisation of the quality of river water. **Analytica Chimica Acta**, v. 462, n. 01, p. 87-100, 2002.

BRUMBERGER, H.; STEIN, R. S.; POWELL, R. **Light scattering: Science and Technology**, p.34–42. 1968.

BUKATA, R. P. J., J.H.; KONDRATYEV, K.YA.; POZDNYAKOV, D.V. **Optical properties and remote sensing of inland and coastal waters**. Boca Taton: CRC Press LLC, 2000. 362p.

CAITANO, R. F.; LOPES, F. B.; TEIXEIRA, A. S. Estimativa da aridez no Estado do Ceará usando Sistemas de Informação Geográfica. In: **Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Curitiba, PR, Brasil, 2011, INPE. p.8904 - 8911.

CARVALHO, E. D.; DAVID G. S. 2008. **A modelagem da capacidade suporte ambiental no reservatório da UHE de Chavantes (braço do rio Paranapanema): indicativo do número admissível de pisciculturas em tanques-rede**. 30f. Relatório de pesquisa (FINEP) - Instituto de Biociências. Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP, Brasil.

CARVALHO, L. A. S.; BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M. Ajuste de bandas de modelos empíricos de estimativa de clorofila aplicados à região da planície de inundação do Lago Grande Curuai – PA. In: **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 2013, Foz do Iguaçu - PR, Brasil. **Anais...** São José dos campos: INPE, 2013. p. 8924-8931.

CASTRO, C. B. de; MENDONÇA, A. S. F. Impactos de ações antrópicas em bacias de manancial rurais de montanha sobre parâmetros de qualidade de água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 09, n. 01, p.17-26, 2004.

CEARÁ, Secretaria dos Recursos Hídricos. **Plano estadual dos recursos hídricos**. Estudo de base II. v. 2. Fortaleza, p.1471, 1992.

CEARÁ. Assembleia Legislativa. **Caderno regional da sub-bacia do Alto Jaguaribe / Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos, Assembleia Legislativa do Estado do Ceará**. Coleção Cadernos Regionais do Pacto das Águas, INESP, v. 5. Fortaleza: 119p. 2009.

CHEN, S.; FANG, L.; LI, H.; CHEN, W.; HUAN W. Evaluation of a three-band model for estimating chlorophyll-a concentration in tidal reaches of the Pearl River Estuary, China. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v.66, p.356–364. 2011.

CHEN, Z.; CURRAN, P. J.; HANSON, J. D. Derivative refractance spectroscopy to estimate suspended sediment concentration. **Remote Sensing of Enviromment**, n.40, p. 67-77, 1992.

CHOUBEY, V. K. **Monitoring surface water conductivity with Indian remote sensing satellite data: a case study from central India.** Hydrological, Chemical and Biological Processes of Transformation and Transport of Contaminants in Aquatic Environments (Proceedings of the Rostov-on-Don Symposium). IAHS Publ. no. 219, p.317-326. 1994.

COGERH – Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Evolução do volume armazenado Açude Orós.** 2013.

COGERH – Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Estudos Ambientais.** Disponível em: <<http://portal.cogerh.com.br/eixos-de-atuacao/estudos-e-projetos/planos-de-bacias/plano-de-gerenciamento-da-bacia-do-rio-jaguaribe/fase-i-diagnostico>>. Acesso em: 27 mar. 2011.

COGERH – Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Relatório do IX Seminário de Planejamento e Operação das Águas dos Vales do Jaguaribe e Banabuiú.** Fortaleza: COGERH, 2002.

CORRAR, L. J.; PAULO, E.; DIAS FILHO, J. M. **Análise multivariada para cursos de Administração, Ciências Contábeis e Economia.** São Paulo: Atlas, 2007.

CREUTZFELDT, B. N. A. **Remote sensing based characterisation of land cover and terrain properties for hydrological modeling in the semi-arid Northeast of Brazil.** M.Sc. thesis, University of Potsdam, Germany. 2006.

CRUZ, J. C. **Disponibilidade hídrica para outorga: avaliação de aspectos técnicos e conceituais.** 2001. 192f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

CURRAN, P. J. **Principles of remote sensing.** Longman Scientific & Technical, Singapore, 1995, 282p.

CURRAN, P. J.; NOVO, E. M. L. M. The relationship between suspended sediment concentration and remotely sensed spectral radiance: a review. **Journal of Coastal Research**, v.4, n.3, p.351-368, 1988.

DALL'OLMO, G.; GITELSON, A. A. "Effect of bio-optical parameter variability on the remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters: experimental results," **Appl. Opt.** 2005, 44, 412–422.

DALL'OLMO, G.; GITELSON, A. A.; RUNDQUIST, D. C. Towards a unified approach for remote estimation of chlorophyll-a in both terrestrial vegetation and turbid productive waters. **Geophysical Research Letters**, v.30, n.18, p.1-4. 2003.

DEKKER, A G. **Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing,** Amsterdam, 1993. p.260, PhD theses, Free University, Amsterdam, 1993.

DEKKER, A.G.; MALTHUS, T.J.; WIJNEN, M.M. Spectral band location for remote sensing of turbid and/or eutrophic waters. **Emerging Technologies and Systems**, p. 955-970, 1992.

DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. São Paulo: Editora Signus, 2000. 164p.

DILLON, W.R.; GOLDSTEIN, M. **Multivariate analysis methods and applications**. New York: John Wiley e Sons, 1984. 587p.

DNOCS - Departamento Nacional de Obras Contra as Secas. **Barragem Orós**. Disponível em:
<<http://www.dnocs.gov.br/~dnocs/doc/canais/barragens/Barragem%20do%20Ceara/oros.htm>>. Acesso em: 27 mar. 2011.

DRUMOND, M. A. et al. Estratégias para o Uso Sustentável da Biodiversidade da Caatinga. In: SEMINÁRIO “BIODIVERSIDADE DA CAATINGA”, Petrolina. **Anais...** Petrolina. 2000.

DRURY, S. A. **Image interpretation in Geology**. 2 ed. London: Chapman & Hall. 1993.

DURAND, D., BIJAOU, J. CAUNEAU, F. Optical remote sensing of shallowwater environmental parameters: A feasibility study. **Remote Sensing of Environment**, v.73, p.152-161, 2000.

ELACHI, C. **Introduction to Physics and Techniques of Remote Sensing**. New York. Wiley & Sons., 1987.p.412.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: EMPRAPA. Produção de Informação. EMPRAPA Solos, p.412, 1999.

ENGLERT, B.; SCULLY, M. O.; WALTHER, H. The duality in matter and light. **Scientific American**, 271 (6): p86-92, 1994.

ENNES, J. **Potencial das imagens hiperespectrais orbitais na detecção de componentes opticamente ativos no reservatório de Itupararanga**. 2008. 127 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas) - Universidade Estadual Paulista – Campus de Presidente Prudente.

ESTEVES, F. A.; CAMARGO, A. F. M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 1, n. 1, p. 273-298, 1986.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. Interciência, Rio de Janeiro, Brasil. 1998.

EVERITT, B. S. **Cluster analysis**. 3rd ed. London: Heinemann Educational Books, 1993. 122p.

FARIAS, M. S. S. **Monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Cabelo. Campina Grande, Paraíba**. 2006. 152 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Campina Grande.

FENSHOLT, R., SANDHOLT, I., STISEN, S. Evaluating MODIS, SPOT Vegetation and MERIS vegetation indices using *in situ* measurements in a semi-arid environment. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, 44, 1774–1786, 2006.

FERNANDES, F. B. P.; ANDRADE, E. M.; FONTENELE, S. B.; MEIRELES, A. C. M.; RIBEIRO, J. A. Análise de agrupamento como suporte à gestão qualitativa da água subterrânea no semiárido cearense. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 4, n. 2, p. 86-95, 2010.

FERREIRA, R. M. P.; BARBOSA, C. C. F. Análise de sensibilidade do sensor MERIS a gradientes espaciais de constituintes opticamente ativos. In: XVI SBSR Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, **Anais...**, Foz do Iguaçu. p. 1517-1524, 2013.

FOUGNIE, B.; FROUIN, R.; LECOMTE, P.; DESCHAMPS, P. Y. Reduction of Skylight Reflection Effects in the AboveWater Measurement of Diffuse Marine Reflectance. **Applied Optics**, v. 38, n. 18, p. 3844-3856, 1999.

FREIRE, R. H. F. **Aspectos Limnológicos de três reservatórios que abastecem a Região Metropolitana- Fortaleza – Açudes Pacajus, Pacoti e Gavião**. Fortaleza, Ceara. 2000. 308 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil área de concentração Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Ceará.

FULLER, B. B. **Caracterização espaço-temporal dos recursos hídricos superficiais da sub-bacia do ribeirão do Ouro. Araraquara, São Paulo**. 2008. 144 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) – Centro Universitário de Araraquara – UNIARA. Araraquara.

FUNCEME. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Redes de Monitoramento**. Disponível em: <<http://www.funceme.br>>. Acesso em: 10 jan. 2013.

GALINDO, E. F. **A intersectorialidade como requisito para construção de uma Cidade Saudável: política de Saneamento e de Saúde no Recife (gestão 2001-2004) - Estudo de Caso. Recife, PE**. 2004. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Urbano). Universidade Federal Pernambuco.

GEIGER, B.; FRANCHISTEGUY, L.; ROUJEAN, J. L. Land surface albedo from Meteosat Second Generation (MSG) observations. Geoscience and remote sensing symposium, 2003. IGARSS '03. **Proceedings**. 2003 IEEE international, 4. (pp. 2617–2619).

GIRÃO, E. G.; ANDRADE, E. M.; ROSA, M. F.; ARAÚJO, L. F. P.; MEIRELES, A. C. M. Seleção dos indicadores da qualidade de água no Rio Jaibas pelo emprego da análise da componente principal. **Revista Ciência Agronômica**, v. 38,n.1, p. 17-24, 2007.

GITELSON, A. A. The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. **International Journal of Remote Sensing**, v.13, n.17, p.3367-3373, 1992.

GITELSON, A. A.; GAO, B.; LI, R.; BERDNIKOV, S.; SAPRYGIN, V. Estimation of chlorophyll-a concentration in productive turbid waters using a Hyperspectral Imager for the Coastal Ocean—the Azov Sea case study. **Environmental Research Letters**. v.6, p.1-7, 2011.

GITELSON, A. A.; GRITZ, U.; MERZLYAK, M. N. Relationships between leaf chlorophyll content and spectral reflectance and algorithms for non-destructive chlorophyll assessment in higher plant leaves. **Journal of Plant Physiology**, v. 160, p. 271–282, 2003.

GITELSON, A. A.; GURLIN, D.; MOSES, W. J.; BARROW T. A bio-optical algorithm for the remote estimation of the chlorophyll-a concentration in case 2 waters. **Environmental Research Letters**. p.1-5. 2009.

GITELSON, A. A.; KONDRATYEV, K. Y. Optical models of mesotrophic and eutrophic water bodies. **International Journal of Remote Sensing**, v. 12, n. 3, p. 373–385, 1991.

GITELSON, A. A.; SCHALLES, J. F.; HLADIK, C. M. Remote Chlorofyll-a retrieval in turbid, productive estuaries: Chesapeake Bay case study. **Remote Sensing of Environment**, n. 109, pp. 464 – 472, 2007.

GITELSON, A.; KEYDAN, G.; SHISHKIN, V. Inland waters quality assessment from satellite data in visible range of the spectrum. **Sov. Remote Sens.** v.6, p.28–36, 1985.

GITELSON, A.; MAYO, M.; YACOBI, Y.Z.; PAROAROV, A.; BERMAN, T. The use of high spectral resolution radiometer data for detection of low chlorophyll concentrations in Lake Kinneret. **Journal of Plankton Research**, v.16, p.993-1002. 1994.

GOODIN, D. G.; HAN, L.; FRASER, R. N.; RUNDQUIST, C.; STEBBINS, W. A.; SCHALLES, J. F. Analysis of suspended solids in water using remotely sensed high resolution derivative spectra. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 59, n.4, p. 505-510, 1993.

GORDON, H. R.; BROWN, O. B.; EVANS, R. H.; BROWN, J. W.; SMITH, R. C.; BAKER, K. S.; CLARK, D. K. A semianalytic radiance model of ocean color. **Journal of Geophysical Research**, v. 93, p. 10909-10924, 1988.

- GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; ELESBON, A. A. A.; RIBEIRO, C. B. M.; MATOS, A. T.; SOARES, J. H. P. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.5, p.558–563, 2012.
- HAGOLLE, O., DEDIEU, G., MOUGENOT, B., DEBAECKER, V., DUCHEMIN, B., MEYGRET, A. Correction of aerosol effects on multi-temporal images acquired with constant viewing angles: Application to Formosat-2 images. **Remote Sensing of Environment**, 112, 1689–1701, 2008.
- HAIR JÚNIOR, J. F.; ANDERSON, R. E.; TATHAN, R. L.; BLACK, W. C. **Análise Multivariada de Dados**. 5. ed. Porto Alegre: Bookman, 2005. 593p.
- HAN, L.; RUNDQUIST, D. C.; LIU, L. L.; FRASER, R. N.; SCHALLES, J. F. The Spectral Responses of Algal Chlorophyll in Water with Varing Levels of Suspended Sediment. International. **Journal of remote sensing**. v.15, n.18, p.3707–3718, 1994.
- HAN, L.; RUNDQUIST, D.C. Comparison of NIR/RED ratio and first derivative of reflectance in estimating algal-chlorophyll concentration: a case study in a Turbid Reservoir. **Remote Sensing of Environment**, v.62, p.255-261, 1997.
- HAWKINS, D. M. The detection of errors in multivariate data using principal components. **Journal of the American Statistical Society**, n.69, p.340-344, 1974.
- HELENA, B.; PARDO, R.; VEGA, M.; BARRADO, E.; FERNANDEZ J. M.; FERNANDEZ, L. Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga river, Spain) by principal component analysis. **Water Research, Amsterdam**, v. 34, n.3, p. 807-816, 2000.
- HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Scientia Agrícola**, v.63, p.433-438, 2006.
- HOGUE, E. F.; WRIGHT, C. W.; SWIFT, R. N. Radiance ratio algorithm wavelengths for remote oceanic chlorophyll determination. **Applied Optics**, v. 26, n. 11, p. 2082–2094, 1987.
- INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Processamento Digital de Imagens**. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/~carlos/Academicos/Cursos/Pdi/pdi_cores.html>. Acesso em: 15 abr. 2011.
- IOCCG - International Ocean Colour Coordinating Group. **Remote sensing of ocean colour in coastal, and other optically-complex waters**. Dartmouth: 2000. 139 p.
- IPECE - Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Anuário Estatístico do Ceará 2010**. Disponível em: <<http://www2.ipece.ce.gov.br/publicacoes/anuario/anuario2010/index.htm>>. Acesso em: 27 mar. 2011.

ISKANDAR, I.; RAO, S. A.; TOZUKA, T. Chlorophyll-a bloom along the southern coasts of Java and Sumatra during 2006. **International Journal of Remote Sensing**, v.30, 3: p.663-671, 2009.

JACOMINE, P. K. T.; ALMEIDA, J. C.; MEDEIROS, L. A. R. **Levantamento exploratório – reconhecimento de solos no estado do Ceará**. Recife: Boletim Técnico n.29 / Série Pedológica n.16, DNPEA / SUDENE, 1973.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. Tradução da 2 ed. por (pesquisadores do INPE): José Carlos N. Epiphanyo (coordenador); Antonio R. Formaggio; Athos R. Santos; Bernardo F. T. Rudorff; Cláudia M. Almeida; Lênio S. Galvão. São José dos Campos: Parêntese. 2009. 672 p.

JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. **Applied multivariate statistical analysis**. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1988. 607p.

JOLLIFE, I. T. **Principal components analysis**. New York: Springer-Verlag, 1986.
JONES, J. G. **A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh waters**. London: Fresh Waters Biological Association, 1979.

KACHIGAN, K. S. **Multivariate statistical analysis: a conceptual introduction**. Radius Press: New York, 1982.

KAISER, H.F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. **Psychometrika**, 23:187-200,1958.

KIRK, J. T. O. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. 3rd ed. New York: Cambridge University Press, 2011.

KONDRATYEV, K. Y.; POZDNIAKOV, D. V. Passive and active optical remote-sensing of the inland water phytoplankton. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, 44(5): 257-294. 1990.

KUTSER, T. Quantitative detection of chlorophyll in cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. **Limnol. Oceanogr.** v. 49, n. 6, p. 2179–2189, 2004.

LE, C.; HU, C.; CANNIZZARO, J.; ENGLISH, D.; MULLER-KARGER, F.; LEE, Z. Evaluation of chlorophyll-a remote sensing algorithms for an optically complex estuary. **Remote Sensing of Environment**. v.129, p.75–89, 2013.

LEÃO, R. A. O. **Caracterização fisiográfica e simulação hidrológica em reservatórios da bacia do Jaguaribe-Ce**. Viçosa, Minas Gerais. 2010. 153 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa.

LEBART, L.; MORINEAU, A.; PIRON, M. **Statistique exploratoire multidimensionnelle**. Paris: Dunod, 1995. 439p.

LI, S.; LI, J.; ZHANG, Q. Water quality assessment in the rivers along the water conveyance system of the Middle Route of the South to North Water Transfer Project (China) using multivariate statistical techniques and receptor modeling. **Journal of Hazardous Materials**, v. 95 p.306– 317, 2011.

LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W. **Remote sensing and image interpretation**. 3. ed. New York: John Wiley & Sons, 1994. 750 p.

LIMA, R. N. S.; RIBEIRO, C. B. M.; FERREIRA, R. D.; BARBOSA, C. C. F. Análise espectral *in situ* e orbital para a estimativa da concentração de clorofila-a no reservatório da UHE de Funil - RJ. In: XVI SBSR Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, **Anais...**, Foz do Iguaçu, p. 5888-5895, 2013.

LODHI, M. A.; RUNDQUIST, D. C.; HAN, L.; KUZILA, M. S. The Potential for Remote Sensing of Loess Soils Suspended in Surface Waters. **Journal of the American Water Resources Association**. v. 33, n. 1, p. 111 – 117, 1997.

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

LONDE, L. R.; ALCÂNTARA, E.; JARDIM-LIMA, D.; SOPPA, M.; CLARO, M.; RUDORFF, C. M.; NOVO, E. M. L. M. M.; CALIJURI, C. Comparação entre técnicas para análise do comportamento espectral da clorofila-a no reservatório de Salto Grande (SP). In: III Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto. **Anais...** Aracaju, p.1-5, 2006.

LONDE, L. R.; NOVO, E. M. M. L. CALIJURI, M. C. **Aplicação de técnicas de sensoriamento remoto ao estudo de fitoplâncton de águas interiores**. In: Novas tecnologias para o monitoramento e estudo de reservatórios hidrelétricos e grandes lagos. Organizadores: Enner Herenio Alcântara; Evelyn Márcia Leão de Moraes Novo; José Luiz Stech. Rio de Janeiro, Editora Parêntese, p. 219-253, 2011.

LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; AQUINO, D. N.; LOBATO, F. A. O.; MENDONÇA, M. A. B. Indicadores de sustentabilidade do Perímetro Irrigado Baixo Acaraú, Ceará, empregando a análise multivariada. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 40, n. 1, p. 17-26, 2009.

LOPES, F. B.; MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E. M.; BARBOSA, C. C. F.; CAITANO, R. F.; CHAVES, L. C. G. Avaliação da reflectância espectral da água do açude Santo Anastácio, através de técnicas de espectroscopia de campo. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Curitiba - PR. **Anais...** p. 8508-8515, 2011.

LOPES, F. B.; SALES, A. G. C.; CHAVES, L. C. G.; MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E. M. Modelos para estimativas de sedimentos em suspensão e da condutividade elétrica da água usando dados de sensoriamento remoto. In: XLII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola – CONBEA, **Anais...** Fortaleza – CE, p.1-10, 2013.

- MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A.; CRUCIANI, D. E. Simulação de escoamento em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 1, p. 147-155, 2003.
- MAGALHÃES JUNIOR, A. P. A situação do monitoramento das águas no Brasil - Instituições e iniciativas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.5, nº3, p.113-115. 2000.
- MAISONGRANDE, P., DUCHEMIN, B., DEDIEU, G. VEGETATION/SPOT: An operational mission for the Earth monitoring; presentation of new standard products. **International Journal of Remote Sensing**, 25, 9–14, 2004.
- MANTOVANI, J. E. **Comportamento espectral da água: faixas espectrais de maior sensibilidade ao fitoplâncton na presença de matéria orgânica dissolvida e matéria inorgânica particulada**. 1993. 119 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.
- MANTOVANI, J. E.; NOVO, E. M. L. M. Comportamento Espectral da Matéria Orgânica Dissolvida. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 8, 1996, Salvador, **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1996. p.917-923.
- MARITORENA, S.; MOREL, A.; GENTILI, B. Diffuse reflectance of oceanic shallow waters: Influence of water depth and bottom albedo. **Limnol. Oceanogr**, v.39, p. 1689–1703, 1994.
- MAROTTA, H.; SANTOS, R. O.; ENRICH-PRAST, A. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. **Ambiente & Sociedade**. v.11, n.1, p.67-79, 2008.
- MASCARENHAS, N. D. A.; BANON, G. J. F.; FONSECA, L. M. G. Simulation of a Panchromatic band by spectral linear combination of multispectral bands. In: IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS). Remote Sensing: Global Monitoring for Earth Management. Espoo, Finland. **Proceedings...** New York: IEEE, 1991. p. 321-324.
- MATHER, P. M. **Computer processing of remotely sensed images: an introduction**. 3. Ed. Great Britain: John Wiley & Sons, 1987. 352 p.
- MEIRELES, A. C. M.; CHAVES, L. C. G.; LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; BECKER, H. Qualidade da água em função da criação de peixes no açude Orós, Ceará. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Naturais do Semiárido, 1. (I SBRNS), 2013, Iguatu, CE. **Anais...** Fortaleza: MASSA, 2013. p.1-6. Disponível em: <https://docs.google.com/file/d/0B1X1KXGQg0_5TDNzX0s0MENORUU/edit?pli=1>. Acesso em: 19 jun. 2013.

MEIRELES, A. C. M.; FRISCHKORN, H.; ANDRADE, E. M. Sazonalidade da qualidade das águas do açude Edson Queiroz, Bacia do Acaraú, no Semiárido cearense. **Revista Ciência Agronômica**, v.38, p.25-31, 2007.

MÉLÉDER, V.; BARILLÉ, L.; LAUNEAU, P.; CARRÈRE, V.; RINCÉ, Y. 2003. Spectrometric constraint in analysis of benthic diatom biomass using monospecific cultures. **Remote Sensing of Environment**, 88: 386-400.

MENCIÓ, A.; MAS-PLA, J. Assessment by multivariate analysis of groundwater–surface water interactions in urbanized Mediterranean streams. **Journal of Hydrology**, v.352, p.355– 366, 2008.

MERIS. **Product handbook**. European Space Agency (ESA), 2006. Issue 2.1. 130 p.
MEYER, L. F. F.; BRAGA, M. J. Elementos para uma tipologia do uso do solo Agrícola no Estado do Para: uma discussão sobre análise fatorial. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECONOMIA E SOCIOLOGIA RURAL. 1999, Foz do Iguaçu, **Anais...** 1 CD ROM.

MILTON, E. J. Principles of field spectroscopy. **International Journal of Remote Sensing**, v. 8, n. 12, p. 1807-1827, 1987.

MILTON, J. S. **Statistical methods in the biological and health sciences**. 2ed. New York: McGraw-Hill, 1992. 526p.

MITTENZWEY, K. H.; GITELSON A. A.; KONDRATYEV, K. Y. Determination of Chlorophyll a of Inland Waters on the Basis of Spectral Reflectance. **Limnology and Oceanography**, v. 37 p. 147-149, 1992.

MOBLEY, C. D. **Light and water Radiative transfer in natural waters**. Academic Press. 2004, 593p.

MONTANHER, O. C.; NOVO, E. M. L. M.; BARBOSA, C. C. F. Modelos para estimativa da concentração de sedimentos em suspensão em rios amazônicos de águas brancas via sensoriamento remoto. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2013, Foz do Iguaçu - PR, Brasil. **Anais...** São José dos campos: INPE, 2013. p. 5848-5855.

MONTEIRO, V. P.; PINHEIRO, J. C. V. Critério para Implantação de Tecnologias de Suprimentos de Água Potável em Municípios Cearenses Afetados pelo Alto Teor de Sal. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 42, n. 02, p. 365-387, 2004.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicações**. 4. ed. – Viçosa, MG: editora UFV, p. 422, 2011.

MOREL, A.; PRIEUR, L. Analysis of variation in ocean colour. **Limnology and Oceanography**, v. 22, 1977. p; 709 - 722.

MOSES, W. J.; GITELSON, A. A.; PERK, R. L.; GURLIN, D.; RUNDQUIST, D. C.; LEAVITT, B. C.; BARROW, T. M.; BRAKHAGE, P. Estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters using airborne hyperspectral data. **Water Research**. v.46, p.993-1004, 2012.

MOSES, W.J.; GITELSON, A. A.; BERDNIKOV, S.; POVAZHNYI, V. Estimation of chlorophyll-a concentration in case II waters using MODIS and MERIS data—successes and challenges. **Environmental Research Letters**. v.4, p.1-8, 2009a.

MOSES, W.J.; GITELSON, A. A.; BERDNIKOV, S.; POVAZHNYI, V. Satellite Estimation of Chlorophyll-a Concentration Using the Red and NIR Bands of MERIS—The Azov Sea Case Study. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**. v.6, n.4, p.845-849, 2009b.

MOURA, L. H. A.; BOAVENTURA, G. R.; PINELLI, M. P. A qualidade de água como indicador de uso e ocupação do solo: bacia do Gama – Distrito Federal. **Química Nova**, v.33, n.1, p.97-103, 2010.

MUNDAY, B.W.; ELEFThERIOU, A.; KENTOURI, E.; MDIVANACH, P. **The interactions of aquaculture and the environment: a bibliographical review**. Commission of the European Communities, Directorate General for Fisheries, Brusel. 1992.

MUSTARD, J. F.; SUNSHINE, J. M. Spectral Analysis for Earth science: Investigations Using Remote Sensing Data. In: RENCZ A. N. **Remote Sensing for the Earth sciences**. New York: John Wiley & Sons, Inc.1999.v. 3, c. 5, p. 251-374.

NASA - National Aeronautics and Space Administration. **Shuttle Radar Topography Mission (SRTM)**. Disponível em: <<http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/>>. Acesso em: 15 nov. 2006.

NASH, J. E. AND SUTCLIFFE, J. V.: River flow forecasting through conceptual models, Part I - A discussion of principles, **J. Hydrol.**, 10, p.282–290, 1970.

NIMER, E. **Circulação Atmosférica do Brasil**. In: Climatologia do Brasil. Rio de Janeiro, 1981 Rio de Janeiro: IBGE, 1989. 422 P. p. 9 – 32.

NOBREGA, I. W. **Análise espectral de sistemas aquáticos da Amazônia para identificação de componentes opticamente ativos**. 2002. 84p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

NORUSIS, M. J. **SPSS Base System User's Guide**. Chicago: SPSS Inc, 1990. 520 p.

NOVO, E. M. L. M. **Comportamento Espectral da Água**. In: Sensoriamento Remoto – Reflectância dos Alvos Naturais. Organizadores: Paulo Roberto Meneses e José da Silva Madeira Netto. Brasília, Editora UnB, 2001. 262 p. 203-222.

- NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto aplicado à ecologia aquática** In: ROLAND, F.; CÉSAR, D.; MARINHO, M. (Ed.). Lições de limnologia. São Carlos: RiMa, 2005. cap.5, p.417-432.
- NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 3. Ed. São Paulo: Blucher, 2008. p. 363.
- NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 4. Ed. São Paulo: Blucher, 2010. p. 387.
- NOVO, E. M. L. M.; HANSON, J. D.; CURRAN, P. J. The effect of sediment type on the relationship between reflectance and suspended sediment concentration. **International Journal of Remote Sensing**, v.10, n.3, p.351-368, 1989a.
- NOVO, E. M. L. M.; HANSON, J. D.; CURRAN, P. J. The effect of viewing geometry and wavelength on the relationship between reflectance and suspended sediment concentration. **International Journal of Remote Sensing**, v.10, n.8, p.1357-1372, 1989b.
- NOVO, E. M. L. M.; PEREIRA FILHO, W.; MELACK, J. M. Assessing the utility of spectral band operators to reduce the influence of total suspended solids on the relationship between chlorophyll concentration and the bidirectional reflectance factor in Amazon waters. **International Journal of Remote Sensing**. V.25, n.22, p.5105–5116, 2004.
- NOVO, E. M. L. M.; STEFFEN, C. A.; BRAGA, C. Z. F. Results of a laboratory experiment relating spectral reflectance total suspended solids. **Remote Sensing of Environment**, v. 36, n. 1, p. 67-72, Apr. 1991.
- NOVO, E.M.L. de M.; PONZONI, F.J. **Introdução ao sensoriamento remoto**. São José dos Campos, 2001. 68p.
- OMS. Organization Mundial de la Salud. **Guias para la calidad del agua potable**. 2. ed. v.1. Genebra, 1999.
- PALÁCIO, H. A. Q. **Índice de qualidade das águas na parte baixa da bacia hidrográfica do rio Trussu Ceará**. 2004. 96 f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
- PALÁCIO, H. A. Q.; ANDRADE, E. M.; CRISÓSTOMO, L. A.; TEIXEIRA, A. S.; SOUZA, I. H. Selection of the determinates Trussu River Water quality factors using multivariable analysis. **Geographia Technica**, v. 5, p. 74-81, 2008.
- PALÁCIO, H. A. Q.; ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B.; ALEXANDRE, D. M. B.; ARRAES, F. D. D. Similaridade da qualidade das águas superficiais da bacia do Curu, Ceará. **Ciência Rural**, v. 39, p. 2494-2500, 2009.

PALÁCIO, H. A. Q.; ARAÚJO NETO, J. R.; MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E. M.; SANTOS, J. C. N.; CHAVES, L. C. G. Similaridade e fatores determinantes na salinidade das águas superficiais do Ceará, por técnicas multivariadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 395-402, 2011.

PICCOLO, M.A.M., PINTO, C.A.; TEIXEIRA, E.C. Correlação entre Sólidos em Suspensão, Cor e Turbidez para Água Captada no Rio Jucú - ES. In: XX CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, **Anais...** Rio de Janeiro, 1999.

PILLAY, T.V.R. **Aquaculture and the environment**. 2. ed. Blackwell Publishing, Oxford, United States. 2004.

Plano Estadual de Recursos Hídricos do Ceará, 1992. **Estudos de bases I**. Disponível em:
<http://www.ana.gov.br/AcoesAdministrativas/CDOC/docs/planos_diretores/PDRH-ceara/default.asp>. Acesso em: 27 mar. 2011.

POPP, C., FOPPA, N., HAUSER, A., WUNDERLE, S. **Aerosol optical depth retrieval over land using Meteosat-8 SEVIRI data**. ESA Atmospheric Science Conference. 2006.

POSSOLI, S. Técnicas de análise Multivariada pela avaliação das Condições de saúde dos municípios do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista de Saúde Pública**, v.18, p. 288-300, 1984.

PROUD, S. R., FENSHOLT, R., RASMUSSEN, M. O., SANDHOLT, I. A comparison of the effectiveness of 6S and SMAC in correcting for atmospheric interference in Meteosat Second Generation images. **Journal of Geophysical Research**. v. 115, 2010a.

PROUD, S. R.; RASMUSSEN, M. O.; FENSHOLT, R.; SANDHOLT, I.; SHISANYA, C.; MUTERO, W.; MBOW, C.; ANYAMBA, A. Improving the SMAC atmospheric correction code by analysis of Meteosat Second Generation NDVI and surface reflectance data. **Remote Sensing of Environment**, v.114, p.1687–1698, 2010b.

QUIBELL, G. Estimating chlorophyll concentrations using upwelling radiance from different freshwater algal genera, **International Journal of Remote Sensing**, n. 13, pp. 2611-2621. 1992.

RADAMBRASIL, **Projeto. Folhas SA-24 Fortaleza e SB-24 Jaguaribe. Geologia, geomorfologia, solos, vegetação e uso potencial da terra**. Rio de Janeiro. 1981. (Levantamento de Recursos Naturais, 2 e 3).

RÄIKE, A.; PIETILÄINEN O. P.; REKOLAINEN S.; KAUPPILA P.; PITKÄNEN H.; NIEMI J.; RAATELAND A.; VUORENMAA J. Trends of phosphorus, nitrogen and chlorophyll a concentrations in Finnish rivers and lakes in 1975-2000. **The Science of the total environment**, v. 310, n. 01/03, p. 47-59, 2003.

RAVICHANDRAN, S.; RAMANIBAI R.; PUNDARIKANTHAN N. V. Ecoregions for describing water quality patterns in Tamiraparani basin, South India. **Journal of Hydrology**, v.178, p.257-276, 1996.

REBOUÇAS, A. C. Ground water in Brazil. **Episodes**. v. 11, n.3, p.209-214, 1988.

RENÓ, V. F.; MORAES, L. E. S.; SAITO, E. A.; NASCIMENTO, R. F. F.; LOBO, L. F.; SAMIZAVA, T. M.; NOVO, E.M.L.M. Caracterização espectral das águas da Planície do Rio Paraná a partir de imagens Landsat TM. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2009, Natal, Brasil. **Anais...** São José dos campos: INPE, 2009. p. 4821-4828.

REYNOLDS, C. S. **The ecology of phytoplankton**. Cambridge University Pres, Cambridge, 2006, 535p.

RICHARDS, L.A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington: US Department of Agriculture, 1954. 160p. USDA Agricultural Handbook, 60.

RITCHIE, J. C.; COOPER, C .M.; SCHIEBE, F. R. The relashionship of MSS and TM digital data with suspended sediments, chlorophyll, and temperature in moon lake, Mississippi. **Remote Sensing of Environment**, v.33, n. 2, p.137-148, 1990.

RITCHIE, J. C.; COOPER, C. M.; YONGQING, J. Using Landsat Multispectral Scanner Data to Estimate Suspended Sediments in Moon Lake, Mississippi. **Remote Sensing of Environment**. v. 23, n.1, p. 65-81, 1987.

ROBINSON, N. **Solar Radiation**. (Elsevier Publishing Company, Amsterdam, 1966), 347 p.

RODIER, J. **L'analyse de L'éaux; naturelles, eaux residuals, eaux de mer**. Paris: Dunod, 5ed. v.1, 629p. 1975.

RUDDICK, K. G. GONS, H. J.; RIJKEBOER, M.; TILSTONE, G. Optical remote sensing of chlorophyll a in case 2 waters by use of an adaptive two band algorithm with optimal error properties. **Applied Optics**, v. 40, p. 3575–3585, 2001.

RUDORFF, C. M. **Estudo da composição das águas da planície amazônica por meio de dados de reflectância do sensor hyperion/EO-1 e de espectrômetro de campo visando a compreensão da variação temporal dos seus constituintes opticamente ativos**. 2006. 140 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

RUDORFF, C. M.; ARRAUT, E. M.; BARBOSA, C. C.; CARVALHO, J. C.; PEREIRA FILHO, W.; NOVO, E. M. L. M. Avaliação de algoritmos bio-óticos em massas d'água amazônicas. In: XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, **Anais...** Goiânia, Brasil, abril 2005, INPE, p. 431-438.

RUDORFF, C. M.; NOVO, E. M. L. M.; GALVÃO, L. S.; FILHO, W. P. Análise derivativa de dados hiperespectrais medidos em nível de campo e orbital para caracterizar a composição de águas opticamente complexas na Amazônia. **Acta Amazonica**, v. 37, n.2, p. 279-290, 2007.

RUNDQUIST, D. C., SCHALLES, J. F.; PEAKE, J. S. The response of volume reflectance to manipulated algal concentrations above bright and dark bottoms at various depths in experimental pool. **Geocarto International**, v.10, n.4, p.5-14. 1995.

RUNDQUIST, D. C.; HAN, L.; SCHALLES, J. F.; PEAKE, J. S. Remote measurement of algal chlorophyll in surface waters: the case for the first derivative of reflectance near 690 nm. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 62, n.2, p.195-200, 1996.

SALAS, H.; MARTINO, P. **Metodologias simplificadas para la Evaluación de Eutroficación em Lagos Cálidos Tropicales**. LIMA: Programa Regional CEPIS/HPE/IOPS, 2001. 52 p.

SCHOWENGERDT, R. A. **Remote Sensing: models and methods for image processing**. v.3. London: Academic Press, 2006.

SCREMIN, M. A. A. **Método para a seleção do número de componentes principais com base na lógica difusa**. Florianópolis: 2003. 124 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, 2003.

SEINFRA – Secretaria da Infra-Estrutura do Ceará. **Infra-Estrutura**. Disponível em: <<http://www2.ipece.ce.gov.br/publicacoes/anuario/anuario2010/infraEstrutura/saneamento.htm>>. Acesso em: 27 mar. 2010.

SESTINI, M. F. **Variáveis geomorfológicas no estudo de deslizamentos em Caraguatatuba – SP utilizando imagens TM-LANDSAT e SIG**. São José dos Campos, 1999. 140 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

SHOJI, H.; YAMANOTE, T.; NAKAMURA, T. Factor analysis on stream pollution of the Yodo river system. **Air & Water pollution**, v.10, p. 291-299, 1966.

SHRESTHA, S.; KAZAMA F. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. **Environmental Modelling & Software**, v. 22 n. 04, p. 464-475, 2007.

SILVA, A. P. S.; DIAS, H. C. T.; BASTOS, R. K. X.; SILVA E. Qualidade da água do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Peti, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v.33, n.6, p.1063-1069, 2009.

SILVA, C. C.; MARTINS, R. A. A “nova teoria sobre luz e cores” de Isaac Newton: uma tradução comentada. **Revista Brasileira de Ensino de Física**, v.18, n.4, p.313-327, 1996.

SILVA, M. D. **Diagnóstico da comunidade fitoplactônica de um reservatório no semiárido nordestino**. 2013. 114 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e recursos naturais) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

SILVEIRA, S. S. **Análise da componente principal como ferramenta para estimar os parâmetros meteorológicos de maior influência para o processo da evapotranspiração no Estado do Ceará**. 2000. 60 f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2000.

SILVEIRA, S. S.; ANDRADE, E. M. Análise de componentes principais na investigação da estrutura multivariada da evapotranspiração **Revista Engenharia agrícola**, v.22, n.2, p.174-177, 2002.

SIMEONOV, V.; STRATIS, J. A.; SAMARA, C. ZACHARIADIS, G.; VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, A.; SOFONIOU, M.; KOUIMTZIS, T. Assessment of the surface water quality in northern Greece. **Water Research, Amsterdam**, v. 37, p. 4119-4124, 2003.

SINGH, K. P.; MALIK, A.; SINHA, S. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques-a case study. **Analytica Chimica Acta**, v.515, p.143-149, 2005.

SINGH, K.P.; MALIKA, A.; MOHANA, D.; SINHAB, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (Índia) – a case study. **Water Research**, v.38, n.18, p.3980-3992, 2004.

SLATER, P. N. **Remote sensing. optics and optical systems**. Reading: Addison-Wesley, 1980, p.575.

SMITH, V. H. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems. A global problem. **Environ. Sci. Pollut. Res.** v.10, n.2, p. 126–139. 2003.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here?. **Trends in Ecology and Evolution**. v.24, n.4 p. 201-207. 2009.

SOARES, Z.M.L.; CARVALHO, M.S.B.S.; SOARES, A.M.L.; CARVALHO, G.M.B.S.; ALMEIDA, M.A.G.; SANTOS, S.M.; OLIVEIRA, F.A.J.; CHAVES, L.C.G.; FREITAS, H.C. Uso e ocupação da terra nas áreas de entorno do açude Orós com vistas ao ordenamento territorial. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, **Anais...** Natal, 25-30 abril 2009, INPE, p. 4417-4424, 2009.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. rev. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. v.1, 243p.

SRH – SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO CEARÁ. **Plano Estadual de Recursos Hídricos**. Fortaleza, v4. 2005.

SWAIN, P. H.; DAVIS, S. M. **Remote sensing: the quantitative approach**. Lafayette, McGraw-Hill. 1978.

TANRIVERDI, C.; DEMIRKIRAN, A. R. Assessment of surface water quality of the Ceyhan River basin, Turkey. **Environ Monit Assess**, v.167, p.175–184, 2010.

TEIXEIRA, E.C.; SENHORELO, A.P. Avaliação de Correlação entre Turbidez e Concentração de Sólidos Suspensos em Bacias Hidrográficas com Uso e Ocupação Diferenciada. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais...** Porto Alegre, 2000.

TEIXEIRA, F. J. C. **Modelos de Gerenciamento de Recursos Hídricos: análises e propostas de aperfeiçoamento do sistema do Ceará**. Brasília: Banco Mundial/Ministério de Integração Nacional. 2004.

THIEMANN, S.; KAUFMANN, H. Determination of Chlorophyll content and trophic state of lakes using field spectrometer and IRIS-1C satellite data in the Meckleburg Lake District. **Remote Sensing of the Environment**, v.73, p.227–235, 2000.

THIEMANNA, S.; KAUFMANNB, H. Lake water quality monitoring using hyperspectral airborne data - a semiempirical multisensor and multitemporal approach for the Mecklenburg Lake District, Germany. **Remote Sensing of Environment**. v.81, p.228– 237, 2002.

TORBICK, N.; HU, F.; ZHANG, J.; QI, J.; ZHANG, H.; SOURCE, B. B. Mapping Chlorophyll-a Concentrations in West Lake, China using Landsat 7 ETM+. **Journal of Great Lakes Research**, 34(3):559-565. 2008.

TUBELIS, A.; NASCIMENTO, F.J.L. **Meteorologia Descritiva: Fundamentos e Aplicações Brasileiras**, São Paulo: Nobel, 2000. 374 p.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: Enfrentando a Escassez**. São Carlos: Editora RIMA, IIE, 2003. 248p.

TUNDISI, T. M.; TUNDISI, J. G. **Lagos e Reservatórios - Qualidade da Água: Impacto da Eutrofização** (Tradução). 2. ed. UNEP-IETC/ILEC, 2011, vol.3, 34 p.

UNESCO – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A EDUCAÇÃO, A CIÊNCIA E A CULTURA. **Relatório Mundial das Nações UNIDAS Sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos 4**. Disponível em: <<http://unesdoc.unesco.org/images/0021/002154/215491por.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2012.

UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. **Water for people, water for life**. Executive Summary of the UN World Water Development Report. França, UNESCOWWAP, 2003.

UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. **Aridity definition (UN documents)**, New York. Disponível em:

<<http://www.unesco.org/new/en/unesco/resources/publications/>>. Acesso em: 15 out. 2010.

USGS - United States Geological Survey. **Landsat Missions**. Disponível em:

<http://landsat.usgs.gov/band_designations_landsat_satellites.php>. Acesso em: 04 mar. 2013.

USP – Universidade de São Paulo. **Visão e Processamento de Imagens**. Disponível em: <http://www.vision.ime.usp.br/~ronaldo/mac0417-03/aula_02/prisma.jpg>. Acesso em: 15 abr. 2011.

VALÉRIO, A. M. **O uso do sensoriamento remoto orbital e de superfície para o estudo do comportamento do corpo de água do reservatório de Manso, MT, Brasil**. 2009. 119 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

VERDINELLI, M. A. **Análise inercial em ecologia**, 1980, 162f, Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) Universidade de São Paulo: São Paulo.

VIDAL, M.; LÓPEZ, A.; SANTOALLA, M. C.; VALLES, V. Factor analysis for the study of water resources contamination due to the use of livestock slurries as fertilizer. **Agricultural Water Management**, v. 45, p. 1-15, 2000.

WATRIN, O. S.; MACIEL, M. N. M. **Curso de introdução às técnicas de sensoriamento remoto**. UFRA, Belém, 2005.

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems**. 3. ed. California: Academic Press, 2001. 1006p.

WILLMOTT, C. J.; ACKLESON, S. G.; DAVIS, R. E.; FEDDEMA, J. J.; KLINK, K. M.; LEGATES, D. R.; ROWE, C. M.; O'DONNELL, J. Statistics for the evaluation and comparison of models. **Journal of Geophysical Research**, v. 90, n.C5, p. 8995–9005, 1985.

WOODRUFF, D. L.; STUMPF, R. P.; SCOPE, J. A.; PAERL, H. W. Remote estimation of water clarity in optically complex estuarine waters. **Remote Sensing of Environment**, v.68, p. 41-52, 1999.

YACOBI, Y. Z., GITELSON, A., & MAYO, M. Remote sensing of chlorophyll in Lake Kinneret using high spectral resolution radiometer and Landsat TM: Spectral features of reflectance and algorithm development. **Journal of Plankton Research**, Tiberias, n. 17, p. 2155–2173, 1995.

YACOBI, Y. Z.; MOSES, W. J.; KAGANOVSKY, S.; SULIMANI, B.; LEAVITT, B. C.; GITELSON, A. A. NIR-red reflectance-based algorithms for chlorophyll-a

estimation in mesotrophic inland and coastal waters: Lake Kinneret case study. **Water Research**. v.45, p. 2428 – 2436, 2011.

ZHANG, X.; WANG, Q.; LIU, Y.; WU, J.; YU, M. Application of multivariate statistical techniques in the assessment of water quality in the Southwest New Territories and Kowloon, Hong Kong. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.137, p.17-27, 2011.

ZHAO, Z.; CUI, F. Multivariate statistical analysis for the surface water quality of the Luan River, China. **Journal of Zhejiang University SCIENCE A**, v.10, n.1, p.142-148, 2009.

ZIMBA, P. V., GITELSON, A. Remote estimation of chlorophyll concentration in hyper-eutrophic aquatic systems: Model tuning and accuracy optimization. **Aquaculture** (Amsterdam, Netherlands), v.256, p.272–286, 2006.