



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

LUIZ CARLOS GUERREIRO CHAVES

**SENSORIAMENTO REMOTO DE SISTEMAS AQUÁTICOS E QUALIDADE DE
ÁGUAS SUPERFICIAIS DA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL**

FORTALEZA

2016

LUIZ CARLOS GUERREIRO CHAVES

SENSORIAMENTO REMOTO DE SISTEMAS AQUÁTICOS E QUALIDADE DE
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: Profa. PhD Eunice Maia de Andrade.

Coorientador: Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes

FORTALEZA

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- C439s Chaves, Luiz Carlos Guerreiro.
Sensoriamento remoto de sistemas aquáticos e qualidade de águas superficiais da região semiárida do Brasil / Luiz Carlos Guerreiro Chaves. – 2016.
165 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2016.
Orientação: Profa. Dra. Eunice Maia de Andrade.
Coorientação: Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes.
1. Águas continentais. 2. Sensoriamento remoto. 3. Cianofíceas. 4. Análise de agrupamento. I. Título.
CDD 630
-

LUIZ CARLOS GUERREIRO CHAVES

SENSORIAMENTO REMOTO DE SISTEMAS AQUÁTICOS E QUALIDADE DE
ÁGUAS SUPERFICIAIS DA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL

Tese apresentada ao 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.

Aprovada em: 29 jan. 2016

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes (Coorientador/Presidente)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

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

Prof. Dr. Carlos Alexandre Gomes Costa (Conselheiro)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Irla Vanessa Andrade de Sousa Ribeiro (Conselheira)
Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE

Prof. Dr. Dijauma Honorio Nogueira (Conselheiro)
Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE

Aos meus pais biológicos – Francisco de Assis Moura (*In memorian*) e Bernadete Lourdes Silva (*In memorian*) – e adotivos, Luiz Guerreiro de Lima (*In memorian*) e Francisca Guerreiro Chaves.

AGRADECIMENTOS

Obrigado a Deus, essa energia superior que nos contagia, fortalece e nos guia pelos caminhos do bem e da paz;

Agradeço ao Dr. Fernando Bezerra Lopes pela dedicação e esmero com que conduziu a orientação final deste trabalho.

Um agradecimento especial deve ir para os Doutores Carlos Alexandre Gomes Costa e Dijauma Honorio Nogueira e para as Doutoradas Ana Célia Maia Meireles e Irla Vanessa Andrade de Sousa Ribeiro, profissionais que aceitaram cordialmente ao convite para participarem desta banca de defesa. As suas contribuições só terão a melhorar o trabalho.

Agradeço igualmente aos Drs. Claudivan Feitosa de Lacerda e Luís César de Aquino Lemos Filho e à Dra. Renata Mendes Luna, pela disponibilidade como suplentes de avaliadores deste trabalho de defesa.

Sou muito grato à Dra. Eunice Maia de Andrade pela orientação e ensinamentos durante os anos de pesquisa, os quais culminaram na elaboração deste trabalho.

Sou grato à Dra. Ana Célia Meireles, ao Dr. Alípio Leão e ao Dr. Adunias dos Santos Teixeira pelas valiosas contribuições explanadas no exame de qualificação, que contribuíram para aprimorar este trabalho.

Um grande obrigado a todos os docentes do Curso de Doutorado em Engenharia Agrícola e, a todos os funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola (DENA) da Universidade Federal do Ceará.

Esta tese também não teria sido possível sem as seguintes pessoas: Dr. Wladimir Ronald Lobo Farias da Engenharia de Pesca da UFC e Dr^a. Helena Becker do Departamento de Química Analítica e Físico-Química também da UFC que colaboraram na realização das análises limnológicas.

Obrigado ainda aos integrantes do Grupo Massa (antigos e atuais) ao mostrarem que juntos somos mais fortes; bem como a todos do IFCE-Campus de Iguatu, principalmente àqueles que nos deram suporte durante o período das coletas de dados. Estou mais agradecido do que sou capaz de dizer.

Obrigado a Ana Maria, Maurício, Willa, Fátima e Manuel Jacó, funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola da UFC e que estiveram comigo neste período.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Sou grato ao Instituto de Salinidade (INCTSal), pelo recurso financeiro indispensável ao projeto de pesquisa.

Agradeço imensamente aos meus pais – biológicos e adotivos – por me ensinarem que é de coragem que os sonhos são feitos e, aos meus irmãos e irmãs biológicos e adotivos, meus melhores amigos. A todos os meus familiares, a minha eterna gratidão, carinho e respeito.

Agradeço também à Professora Lúcia de Fátima Silveira, pois desde à minha graduação me instruiu nos primeiros passos dos caminhos da pesquisa científica.

Por último, um agradecimento especial a José Roberto Monteiro, Francisco Sildemberny, Neurisberg Maia, Carlos Henrique, Antônio Evamir, Leila Neves e Paulo de Cairo Perdigão – amigos que constituíram-se como uma extensão de minha família, e com os quais tenho a certeza de que sempre poderei contar.

A todos(as), o meu **MUITO OBRIGADO!**

“A maravilhosa disposição e harmonia do Universo só pode ter tido origem segundo o plano de um Ser que tudo sabe e tudo pode. Isso fica sendo a minha última e mais elevada descoberta.”

Isaac Newton

RESUMO

As águas continentais constituem importante sistema hídrico que deve ser preservado para a manutenção da vida na Terra, onde o Semiárido brasileiro destaca-se pela considerável quantidade de reservatórios superficiais que se destinam ao armazenamento da água utilizada para múltiplos fins. A contaminação dessas águas superficiais pela ação antrópica, torna urgente adoção de técnicas de monitoramento que possam auxiliar os gestores de qualidade das águas. Destarte, técnicas de sensoriamento remoto vem se mostrando como uma promissora ferramenta para o estudo desses sistemas, permitindo o acompanhamento detalhado por meio da utilização de dados radiométricos de campo e/ou orbitais. Diante do exposto suscita-se a hipótese de que as feições espectrais das águas superficiais do semiárido brasileiro permitem caracterizar através de um conjunto de espectros de reflectância, diferentes tipos de qualidade de água em termos de intervalos de concentrações dos seus Constituintes Opticamente Ativos. Para analisar essa hipótese foi desenvolvido este estudo, procurando-se caracterizar, através de atributos limnológicos e das propriedades ópticas da água, o comportamento espectral das águas superficiais de reservatórios localizados no semiárido brasileiro. Os reservatórios analisados são os Açudes Orós, Trussu e Muquém, na Bacia do Alto Jaguaribe, no estado do Ceará. Trimestralmente, durante 2012 e 2014, foram realizadas coletas dos dados limnológicos e leituras radiométricos da água nos referidos reservatórios. Para correlacionar os dados limnológicos com as respostas espectrais das águas foram aplicadas aos dados limnológicos e espectrais, técnicas de Análise Derivativa e de Análise Multivariada como a Análise de Agrupamento. Espectralmente, as águas dos reservatórios foram agrupadas em três grupos, demonstrando que no período chuvoso as águas do Muquém e do Trussu apresentam características espectrais de águas claras, enquanto no Orós predominam respostas espectrais características de ambientes aquáticos de águas com elevada turbidez e clorofila-*a*. Ocorreu boa correlação entre o fator de reflectância e a densidade de cianofíceas nas águas do Orós. Porém, os modelos desenvolvidos para a estimativa da densidade de cianofíceas através da derivada das respostas espectrais apresentaram resultados satisfatórios apenas para o terço médio do reservatório. O pico de reflectância representativo da presença de cianofíceas no Orós apresentou deslocamento para maiores comprimentos de onda na faixa do visível. O tamanho do espelho d'água, o uso e ocupação do solo e a sazonalidade da precipitação pluviométrica influenciaram nos componentes opticamente ativos da água.

Palavras-chave: Águas continentais. Sensoriamento remoto. Cianofíceas. Análise de agrupamento.

ABSTRACT

Continental waters are an important water system that must be preserved for the maintenance of life on Earth, where the Brazilian semi-arid region stands out for the considerable amount of surface reservoirs that are used to store water used for multiple purposes. The contamination of these surface waters by anthropic action, makes it urgent to adopt monitoring techniques that can assist water quality managers. Thus, remote sensing techniques have been shown to be a promising tool for the study of these systems, allowing detailed monitoring through the use of field and/or orbital data radiometric. Given the above, the hypothesis arises that the spectral features of the surface waters of the Brazilian semiarid allow to characterize, through a set of reflectance spectra, different types of water quality in terms of the concentration ranges of their Optically Active Constituents. As a way to analyze this hypothesis, this study was developed, trying to characterize, through limnological attributes and optical properties of water, the spectral behavior of the surface waters of reservoirs located in the Brazilian semiarid region.. The study was carried out in Orós dam, Trussu dam and Muquém dam in Alto Jaguaribe Basin, in State of Ceará, Brazil. Limnology data and spectral data were obtained at each three months, from 2012 to 2014, in these reservoirs. To correlate the limnological data and the spectral responses of water were applied the Cluster Analysis and the the Multivariate Analysis to limnological and spectral data. Results showed that according to spectral responses the water of the reservoirs were grouped in three groups. These groups showed that in rain season the water from Trussu and Muquém dams seems clear water. The water from Orós dam showed spectral response of aquatic systems water with high turbidity and chlorophyll-*a*. There was a good correlation between the reflectance response and the cyanobacteria density in water from Orós dam. However, the models that were developed for the estimation of cyanobacteria density using the derived by the spectral responses showed satisfactory results only for the middle third of the reservoir. The peak of reflectance representative of the presence of cyanobacteria in Orós dam presented offset to longer wavelengths in the visible range. The size of water body, the land use and the seasonality of rainfall influenced the optically active components of the water.

Keywords: Inland waters. Remote Sensing. Cyanobacteria. Cluster analysis

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Ondas eletromagnéticas com diferentes comprimentos de onda e frequência.....	32
Figura 2	– Curvas de radiação de corpo negro destacando o Sol e a Terra.....	33
Figura 3	– Classificação do espectro da energia eletromagnética.....	34
Figura 4	– Componentes radiométricos da trajetória da radiação eletromagnética, da fonte ao sensor.....	37
Figura 5	– Trajetória da luz em direção ao sensor orbital e interação da mesma com a água.....	38
Figura 6	– Curvas de reflectância representativas da água nos estados líquido, gasoso (nuvem) e sólido (neve).....	39
Figura 7	Variação da reflectância em função de diferentes concentrações de Chl- <i>a</i> , segundo Rundquist <i>et al.</i> (1996).....	42
Figura 8	– Espectro de absorção de matéria orgânica dissolvida na água.....	46
Figura 9	– Localização geográfica dos açudes Orós, Trussu e Muquém, na bacia do Alto Jaguaribe, estado do Ceará Ciclo da informação.....	49
Figura 10	– Bacias hidrográficas do estado do Ceará, com destaque para as bacias do rio Jaguaribe.....	50
Figura 11	– Mapa geológico esquemático da bacia do Alto Jaguaribe, Ceará	51
Figura 12	– Distribuição espacial das classes de relevo da bacia do Alto Jaguaribe, Ceará	52
Figura 13	– Mapa das classes de vegetação existentes na bacia do Alto Jaguaribe, Ceará.....	53
Figura 14	– Mapa de distribuição dos solos da sub-bacia do Alto Jaguaribe/Ce, segundo a Nova Classificação Brasileira de Solos (Embrapa, 2006).....	54
Figura 15	– Distribuição espacial dos corpos d'água superficiais, natural e artificial, na bacia do Alto Jaguaribe, Ceará	59
Figura 16	– Capacidade de acumulação dos principais corpos d'água monitorados pela COGERH, na bacia do Alto Jaguaribe.....	60

Figura 17	– Espacialização das bacias hidrográficas dos açudes Orós, Trussu e Muquém, na porção sudoeste do estado do Ceará.....	62
Figura 18	– Foto panorâmica do barramento e de parte do espelho d’água do açude Orós, no município de Orós/Ce.....	64
Figura 19	– Foto panorâmica do barramento e de parte do espelho d’água do açude Trussu, em Iguatu/Ce.....	65
Figura 20	– Foto panorâmica do barramento e de parte do espelho d’água do açude Muquém, no município de Cariús/Ce.....	67
Figura 21	– Localização geográfica da Bacia do Alto Jaguaribe (BAJ) e dos açudes Orós, Trussu e Muquém, com os pontos de coletas.....	72
Figura 22	– Precipitação pluviométrica mensal e total anual no município de Iguatu, Ceará e datas de realização das coletas.....	74
Figura 23	– <i>Boxplot</i> da distribuição dos dados de condutividade elétrica (dS m^{-1}) para os açudes Orós, Trussu e Muquém, nas estações chuvosa (A) e seca (B).....	81
Figura 24	– <i>Boxplot</i> dos dados de pH para os açudes Orós, Trussu e Muquém, nas estações chuvosa (A) e seca (B).....	83
Figura 25	– <i>Boxplot</i> dos dados de transparência da água para os açudes Orós, Trussu e Muquém, nas estações chuvosa (A) e seca (B).....	85
Figura 26	– <i>Boxplot</i> dos dados de turbidez da água para os açudes Orós, Trussu e Muquém, nas estações chuvosa (A) e seca (B).....	87
Figura 27	– <i>Boxplot</i> dos dados de clorofila- <i>a</i> na água dos açudes Orós, Trussu e Muquém, nas estações chuvosa (A) e seca (B).....	88
Figura 28	– Distribuição da antropização nas bacias contribuintes nos pontos de coleta dos açudes Orós (A), Trussu (B) e Muquém (C).....	90
Figura 29	– Correlação linear entre percentual de antropização nas bacias contribuintes dos pontos de coleta e clorofila- <i>a</i> (A), turbidez (B), transparência (C), condutividade elétrica (D) e pH (E) nas águas dos açudes Orós, Trussu e Muquém.....	92
Figura 30	– Localização dos açudes Orós, Trussu e Muquém em âmbito nacional e regional, e os pontos de coletas.....	98

Figura 31	– Pluviometria diária e acumulada no posto Iguatu, e volume do reservatório Orós para o período de jan/2013 a mar/2014.....	99
Figura 32	– Pluviometria diária e acumulada no posto Trussu, e volume do reservatório Trussu para o período de jan/2013 a mar/2014.....	100
Figura 33	– Pluviometria diária e acumulada no posto Cariús, e volume do reservatório Muquém para o período de jan/2013 a mar/2014.....	101
Figura 34	– Fotos mostrando os procedimentos de coletas de água para análise físico-química (A, B e C), e leitura da transparência de Secchi (D), no açude Orós.....	102
Figura 35	– Registro do ponto de coleta P02 do açude Orós, na campanha de dezembro de 2013 (A) e do ponto de coleta P02 no Muquém com a localização da área de piscicultura (B).....	107
Figura 36	– Resposta espectral das águas dos açudes Orós (A), Trussu (B) e Muquém (C), em dezembro de 2013.....	109
Figura 37	– Resposta espectral das águas dos açudes Orós (A), Trussu (B) e Muquém (C), em março de 2014.....	111
Figura 38	– Fotos da superfície aquática dos pontos amostrais P04 e P05, no açude Trussu, na campanha de campo realizada em março de 2014.....	113
Figura 39	– Dendrograma dos espectros agrupados dos açudes Orós, Trussu e Muquém, para a coleta de dezembro de 2013.....	114
Figura 40	– Dedrograma dos espectros agrupados dos açudes Orós, Trussu e Muquém, para a coleta de março de 2014.....	116
Figura 41	– Curvas espectrais médias utilizadas como referência para aplicação da técnica SAM, para dezembro de 2013.....	119
Figura 42	– Curvas espectrais associadas às Classes I (A), II (B) e III (C) pela classificação SAM, para dezembro de 2013.....	120
Figura 43	– Curvas espectrais médias utilizadas como referência para aplicação da técnica SAM, para março de 2014.....	122
Figura 44	– Curvas espectrais associadas às Classes I (A), II (B), III (C) e IV (D) pela classificação SAM, para março de 2014.....	123

Figura 45	– Localização dos pontos de coleta no açude Orós, no estado do Ceará.....	124
Figura 46	– Espectros de fator de reflectância bidirecional para o Açude Orós, Ceará, para as coletas de novembro/2011 (A), fevereiro/2012 (B), maio/2012 (C), dezembro/2012 (D), abril/2013 (E), outubro/2013 (F) e dezembro/2013 (G).....	133
Figura 47	– Primeira derivada das curvas de fator de reflectância da água do açude Orós, Para as coletas de novembro/2011 (A), fevereiro/2012 (B), maio/2012 (C), dezembro/2012 (D), abril/2013 (E), outubro/2013 (F) e dezembro/2013 (G).....	137
Figura 48	– Correlação entre a primeira derivada e a densidade de cianofíceas no açude Orós para as coletas de novembro/2011 (A), fevereiro/2012 (B), maio/2012 (C), dezembro/2012 (D), abril/2013 (E), outubro/2013 (F) e dezembro/2013 (G).....	139
Figura 49	– Relação entre a Primeira Derivada do FRB a 650 nm e densidade de cianofíceas, para o Açude Orós, de acordo com as seguintes proposições: Grupo I/Período chuvoso (A), Grupo II/Período chuvoso (B), Grupo III/Período chuvoso (C), Grupo IV/Período chuvoso (D), Grupo I/Período seco (E), Grupo II/Período seco (F), Grupo III/Período seco (G) e Grupo IV/Período seco (H).....	141

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Características das regiões espectrais utilizadas para o sensoriamento remoto de superfície.....	35
Tabela 2	– Características dos principais filós de algas.....	41
Tabela 3	– Bandas de absorção dos pigmentos fotossintetizantes.....	43
Tabela 4	– Estado trófico e COD em lagos temperados segundo, Ohle (1972).....	46
Tabela 5	– Área correspondente às classes de declividade e relevo obtidas na bacia do Alto Jaguaribe-Ceará.....	52
Tabela 6	– Descrição das características morfométricas do açude Orós, no estado do Ceará.....	63
Tabela 7	– Descrição das características morfométricas do açude Trussu, no estado do Ceará.....	65
Tabela 8	– Descrição das características morfométricas do açude Muquém no estado do Ceará.....	66
Tabela 9	– Características técnicas dos açudes Orós, Trussu e Muquém.....	72
Tabela 10	– Atributos analisados, metodologias analíticas e referências.....	73
Tabela 11	– Valores limites propostos dos atributos físico-químicos e biológico.....	75
Tabela 12	– Concentração média, desvio padrão e variação dos atributos físico-químicos e biológico nas águas dos açudes Orós, Trussu e Muquém, nos períodos chuvoso e seco.....	78
Tabela 13	– Grau de antropização (%) das bacias hidrográficas contribuintes dos pontos de coleta e valores dos atributos analisados nos três reservatórios, para novembro/2013.....	91
Tabela 14	– Atributos analisados, metodologias analíticas e referências.....	103
Tabela 15	– Concentração média, mínima, máxima, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) e número de amostras (N) dos atributos físico-químicos e biológico nas águas dos açudes Orós, Trussu e Muquém, nos períodos chuvoso e seco.....	108

Tabela 16	– Agrupamento dos dados limnológicos, de acordo com dendrograma de agrupamento dos dados espectrais para dezembro de 2013.....	115
Tabela 17	– Agrupamento dos dados limnológicos, de acordo com dendrograma de agrupamento dos dados espectrais para março de 2014.....	118
Tabela 18	– Atributos físico-químicos da água medidos in loco no açude Orós.....	131
Tabela 19	– Atributos limnológicos obtidos no açude Orós, para as campanhas de coletas nos períodos seco (PS) e chuvoso (PC).....	135
Tabela 20	– Densidade de cianofíceas por ponto amostral no açude Orós Ceará, para as coletas de novembro/2011, fevereiro/2012, maio/2012, dezembro/2012, abril/2013, outubro/2013 e dezembro/2013.....	138

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGEITEC	Agência Embrapa de Informação Tecnológica
APHA	American Public Health Association
CDOM	Colour Dissolved Organic Matter
CE	Condutividade Elétrica
Ce	Ceará
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
Chl- <i>a</i>	Clorofila- <i>a</i>
COA	Componente Opticamente Ativo
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COGERH	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
DNOCS	Departamento Nacional de Obras Contra as Secas
DP	Desvio Padrão
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FAO	Food and Agriculture Organization
FRB	Fator de Reflectância Bidirecional
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IBM	International Business Machines
OMS	Organização Mundial de Saúde
pH	Potencial Hidrogeniônico
REM	Radiação Eletromagnética
SAM	Spectral Angle Mapper
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
SIRGAS	Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas
SIS	Sólidos Inorgânicos em Suspensão
SOS	Sólidos Orgânicos em Suspensão
SPSS	Statistical Package for the Social Sciences
TSM	Temperatura da Superfície do Mar
TSS	Totais de Sólidos em Suspensão

UFC	Universidade Federal do Ceará
UTN	Unidades Nefelométricas de Turbidez
UTM	Universal Transversa de Mercator
ZCIT	Zona de Convergência Intertropical

LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
°K	Graus Kelvin
°C	Grau Celsius
ha	Hectare
m	Metro
m ²	Metro quadrado
mg	Miligrama
km	Quilômetro
km ²	Quilômetro quadrado
hm ³	Hectômetro cúbico
cm	Centímetro
mm	Milímetro
µm	Micrômetro
nm	Nanômetro
µg	Micrograma
Hz	Hertz
L	Litro
sr	Esterradiano
W	Watt

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	23
2	HIPÓTESS E OBJETIVOS.....	26
2.1	Hipótese.....	26
2.2	Objetivos.....	26
2.2.1	<i>Objetivo geral.....</i>	26
2.2.2	<i>Objetivos específicos.....</i>	26
3	REVISÃO DE LITERATURA.....	27
3.1	Panorama das águas superficiais no estado do Ceará.....	27
3.2	Sensoriamento remoto.....	30
3.2.1	<i>Radiometria.....</i>	31
3.2.2	<i>O espectro eletromagnético.....</i>	33
3.2.3	<i>Reflectância.....</i>	35
3.2.4	<i>Transmitância.....</i>	36
3.2.5	<i>Radiância.....</i>	36
3.3	Sensoriamento remoto em ambientes aquáticos.....	37
3.3.1	<i>Comportamento espectral a água.....</i>	37
3.3.2	<i>Componentes opticamente ativos (COAs).....</i>	39
3.3.3	<i>Efeitos da presença de clorofila na reflectância da água.....</i>	40
3.3.4	<i>Material particulado em suspensão na água.....</i>	44
3.4	O sensoriamento remoto e o estudo das cianobactérias.....	47
4	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	49
4.1	Caracterização e localização geográfica das áreas de estudo.....	49
4.2	Aspectos gerais da bacia do Alto Jaguaribe.....	50
4.2.1	<i>Geologia.....</i>	51
4.2.2	<i>Declividade.....</i>	51

4.2.3	<i>Cobertura vegetal</i>	53
4.2.4	<i>Solos</i>	53
4.2.5	<i>Uso e ocupação do solo</i>	57
4.2.6	<i>Recursos hídricos</i>	58
4.2.6.1	<i>Recursos hídricos superficiais</i>	58
4.2.7	<i>Clima</i>	60
4.2.7.1	<i>Precipitação pluviométrica e evaporação</i>	61
4.3	Características gerais dos reservatórios estudados	62
4.3.1	<i>Açude Orós</i>	62
4.3.2	<i>Açude Trussu</i>	64
4.3.3	<i>Açude Muquém</i>	66
5	CAPÍTULO 1 – QUALIDADE DA ÁGUA E IMPACTOS ANTRÓPICOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS DE AÇUDES NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO	68
5.1	Introdução	70
5.2	Material e métodos	71
5.2.1	<i>Área de estudo</i>	71
5.2.2	<i>Monitoramento, coleta e análise dos dados</i>	72
5.2.3	<i>Levantamento da antropização das bacias</i>	75
5.2.4	<i>Análise estatística dos dados</i>	76
5.3	Resultados e discussão	77
5.3.1	<i>Qualidade das águas dos reservatórios estudados</i>	77
5.3.1.1	<i>Variação espaço-temporal dos atributos limnológicos</i>	81
5.3.1.1.1	Condutividade elétrica.....	81
5.3.1.1.2	pH.....	83
5.3.1.1.3	Transparência.....	85
5.3.1.1.4	Turbidez.....	86

5.3.1.1.5	Clorofila- <i>a</i>	88
5.3.1.2	<i>Qualidade da água e grau de antropização das bacias hidrográficas</i>	89
5.4	Conclusão	94
6	CAPÍTULO 2 – SIMILARIDADE ESPECTRAL DA ÁGUA EM RESERVATÓRIOS SUPERFICIAIS DA REGIÃO SEMIÁRIDA	95
6.1	Introdução	96
6.2	Material e métodos	97
6.2.1	<i>Aquisição de dados espectrais</i>	101
6.2.2	<i>Coletas e medidas dos atributos limnológicos</i>	102
6.3	Resultados e discussão	105
6.3.1	<i>Atributos limnológicos dos açudes</i>	105
6.3.2	<i>Resposta espectral das águas dos açudes</i>	109
6.3.2.1	<i>Agrupamento das curvas espectrais pelo Dendrograma de Ward</i>	113
6.3.2.2	<i>Agrupamento das curvas espectrais de reflectância e classificação pelo SAM</i>	118
6.4	Conclusão	125
7	CAPÍTULO 3 – DETECÇÃO DA DENSIDADE DE CIANOBACTÉRIAS POR MEIO DE DADOS ESPECTRAIS MEDIDOS NO RESERVATÓRIO ORÓS NO ESTADO DO CEARÁ	127
7.1	Introdução	128
7.2	Material e métodos	130
7.2.1	<i>Caracterização da área de estudo</i>	130
7.2.2	<i>Campanhas de campo</i>	130
7.2.3	<i>Análise derivativa</i>	132
7.3	Resultados e discussão	133
7.3.1	<i>Análise das curvas espectrais</i>	133
7.3.2	<i>Análise derivativa dos dados espectrais</i>	136

7.3.3	<i>Relação entre as análises derivativas e a densidade de cianofíceas</i>	138
7.3.3.1	<i>Modelos para estimativa da densidade de cianofíceas usando a primeira derivada da reflectância</i>	140
7.4	Conclusão	143
8	CONSIDERAÇÕES FINAIS	144
	REFERÊNCIAS	145

1 INTRODUÇÃO

Este estudo está dividido em três capítulos, estruturados em forma de artigo científico. O primeiro, traz uma análise sobre a relação entre os usos do solo e a qualidade das águas superficiais na região do semiárido brasileiro. No segundo capítulo, investigou-se a similaridade espectral das águas dos reservatórios objetos dessa pesquisa e, no terceiro capítulo, a partir dos dados de sensoriamento remoto e de cianobactérias, elaborou-se uma proposição relacional entre esses dois parâmetros.

A água. Líquido essencial à vida como nós conhecemos. Mares, oceanos, geleiras, rios, aquíferos, lagos, córregos, neve eterna, vapor, nuvens, mostram que a água está por toda parte sob as mais variadas formas, cobrindo dois terços da superfície da Terra (BARBOSA, 2014). Sem este precioso líquido nosso Planeta não seria esta biosfera. Já frisou Grassi (2001) que a água é, certamente, a substância química mais abundante na Terra; com um volume mundial de 1,4 milhões de km³, 2,5% desse total de natureza doce, esse líquido é considerado um dos recursos naturais que tem a ver com todos os aspectos da civilização humana, desde o desenvolvimento agrícola e industrial aos valores culturais e religiosos arraigados na sociedade. Além disso, trata-se de um recurso natural essencial, seja como componente bioquímico de seres vivos, como meio de vida de várias espécies vegetais e animais, como elemento representativo de valores sociais e culturais e até como fator de produção de vários bens de consumo final e intermediário (GOMES, 2011).

Entretanto, mesmo com toda essa aparente abundância, a água doce é um recurso natural finito, às vezes escasso, cujos aspectos como qualidade e disponibilidade se deterioram devido, dentre outros fatores, ao aumento da população e à ausência de políticas públicas mais enérgicas voltadas para a sua preservação. Segundo a Organização das Nações Unidas (ONU), 10 milhões de mortes por ano são diretamente atribuídas a doenças intestinais transmitidas pela água (VIANNA; VIANNA JUNIOR; VIANNA, 2014). No Brasil, esse problema não é diferente, uma vez que os registros do Sistema Único de Saúde (SUS) mostram que 80% das internações hospitalares do país são devidas a doenças de veiculação hídrica, ou seja, doenças que ocorrem devido à qualidade imprópria da água para consumo humano (MERTEN; MINELLA, 2002). Dadas as suas múltiplas características e funções, especialistas acreditam que dentro de aproximadamente 20 anos, no máximo, ter-se-á no mundo uma crise semelhante à do petróleo em 1973, relacionada com a disponibilidade de água de boa qualidade, visto que nos últimos 15 anos a oferta de água limpa disponível para cada habitante do planeta diminuiu quase 40% (NEBEL; WRIGHT, 2000).

Sendo a água considerada um recurso natural frágil, finito, vulnerável e de difícil acesso por se encontrar irregularmente distribuído, a poluição dos recursos hídricos torna-se um agravante para a racionalização do uso da mesma, de forma que o monitoramento da quantidade e qualidade das águas superficiais tem sido muito usado pelo meio científico e órgãos gestores como um eficiente instrumento para a avaliação da oferta hídrica, base para o aproveitamento múltiplo e integrado da água, bem como, para a minimização dos impactos sobre o meio ambiente. Segundo Wetzel (2001), a contínua interferência das atividades humanas em sistemas aquáticos continentais produz impactos diretos ou indiretos, com consequência para a qualidade da água, a biota aquática e o funcionamento de lagos, rios e represas. Dessa maneira, a necessidade de estudos, para melhor utilização racional dos recursos hídricos torna-se cada vez mais evidente. Manter a água doce disponível, limpa e potável é um dos maiores desafios do homem no século XXI, pois é esta uma maneira de se garantir uma boa qualidade de vida (VILELA, 2010).

É sabido que o monitoramento ambiental em áreas de grandes espelhos d'água requer uma quantidade considerável de coletas amostrais, além da determinação de um grande número de variáveis. Mesmo sendo precisos, os métodos tradicionais de monitoramento de qualidade da água geralmente são caros e demandam tempo, principalmente em corpos d'água com grandes extensões (WANG; MA, 2001). A preocupação pela busca de novas tecnologias para monitoramento de qualidade das águas dos mananciais superficiais, de forma a se obter resultados rápidos e confiáveis, tem sido objetivo de investigação (FLORES; SORRINI, 2001; BRASIL, 2011; MAGALÃES JUNIOR, 2000). Técnicas de monitoramento da qualidade da água têm sido analisadas e testadas, dentre elas o sensoriamento remoto que é uma tecnologia utilizada para análise espacial, podendo ser empregada em pesquisas nas áreas de vegetação, solos, rochas, ocupação urbana e ambientes aquáticos (VILELA, 2010). Aliado às técnicas convencionais de monitoramento, o sensoriamento remoto vem sendo amplamente utilizado como suporte às comunidades gestoras de recursos hídricos no estudo da qualidade das águas superficiais (FOSTER; XINGWEI; BAIDE, 1993; BRAGA, 1999; ARRAUT, 2005; BARBOSA, 2005; PEREIRA, 2007; TRENTIN, 2009; VALÉRIO, 2009; CORAZZA, 2010). No processo de monitoramento da água por sensoriamento remoto, as radiações solar diretas e difusas penetram na superfície da água e sofrem uma diminuição por um conjunto de efeitos, incluindo absorção e espalhamento pela água pura e, absorção, refração e espelhamento pelas partículas suspensas (LIU, 2006); assim, atua a radiação eletromagnética (REM) que é a forma pela qual a informação é transmitida do objeto ao sensor (NOVO, 2001), esteja ele acoplado a um satélite ou a um espectrorradiômetro. As informações

captadas chegam até ao usuário e são tratadas e interpretadas através de *softwares* específicos para tais fins, obtendo-se produtos como mapas temáticos ou curvas espectrais que ajudam a compreender e ampliar as informações referentes ao meio que elas representam.

O sensoriamento remoto oferece ainda, um ganho significativo no custo efetivo para a rotina de monitoramento de alvos do globo terrestre, devido sua característica de atuar em larga cobertura espacial e integrando informações, uma vez que, tradicionalmente, técnicas de amostragens locais não podem produzir representação de informação temporal e espacial sem campanhas de medidas em larga-escala, que frequentemente são de custo elevado.

2 HIPÓTESES E OBJETIVOS

2.1 Hipótese

As feições espectrais das águas de reservatórios superficiais do semiárido brasileiro permitem caracterizar através de um conjunto de espectros de reflectância, diferentes tipos de parâmetros de qualidade de água em termos de intervalos de concentrações dos seus Constituintes Opticamente Ativos (COAs).

2.2 Objetivos

2.2.1 Objetivo geral

Analisar, através de respostas das propriedades ópticas espectrais medidas em campo e dos atributos limnológicos, o comportamento espectral das águas superficiais de reservatórios do semiárido brasileiro.

2.2.2 Objetivos específicos

Analisar a relação entre o uso e cobertura dos solos das bacias hidrográficas com a qualidade das águas superficiais;

Avaliar a correlação entre a resposta espectral das águas superficiais com a concentração de organismo fitoplanctônico como as cianofíceas.

Verificar a influência relativa dos COAs sobre a resposta espectral das águas superficiais;

Correlacionar os atributos espectrais com os COAs, permitindo inferir qualitativamente e quantitativamente sobre as águas estudadas.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Panorama das águas superficiais no estado do Ceará

A água é um recurso fundamental para a existência da vida, na forma que nós a conhecemos. Foi no meio aquático que a vida floresceu e seria difícil imaginar a existência de qualquer forma de vida na ausência deste recurso vital. Nosso planeta está inundado por água; considera-se, atualmente, que a quantidade total de água na Terra, de 1.386 milhões de km³, tenha permanecido de modo aproximadamente constante durante os últimos 500 milhões de anos (REBOUÇAS, 2006).

Mesmo com um percentual de água considerável é importante ressaltar que aproximadamente 97,5% de toda a água compõem os oceanos e mares, em forma de água salgada, imprópria ao consumo humano sendo que, dos 2,5% restantes, que estão na forma de água doce, 2,14% estão nas geleiras e calotas polares; sendo assim, apenas 0,77% de toda a água estão disponíveis para o nosso consumo, sendo encontradas nas formas de rios, lagos, água subterrânea, incluindo ainda a água presente no solo, na atmosfera (umidade) e na biota (SETTI *et al.*, 2000; NUNES, 2009). Aliada à questão quantidade, adiciona-se a distribuição espacial do líquido considerado potável pelo planeta, sendo um recurso finito, espalha-se em partes desiguais pela superfície terrestre. Se, por um lado, seu ciclo natural se responsabiliza pela sua manutenção tornando-a um recurso renovável, por outro, suas reservas são limitadas (NUNES, 2009).

Brasil: o país das águas! Ante um quadro mundial de preocupação e escassez, de estresse da água e de seu comprometimento, não deixa de ser alentador saber que 13% de toda a água doce disponível no Planeta estejam no Brasil (JOHN; MARCONDES, 2010). Com efeito, com todas as suas reservas hídricas – superficiais e subterrâneas – o Brasil encontra-se em situação hídrica privilegiada. No entanto, deve-se ter em mente que toda essa generosa quantidade de recursos hídricos não assegura ao país, nem à boa parte de sua população, qualquer despreocupação ou descuido com relação à disponibilidade de água. Assim como demais partes do Planeta, o país experimenta uma característica que lhe é peculiar: a desuniformidade na distribuição territorial dos recursos hídricos, resultando no excesso em algumas regiões, enquanto em determinadas delas a escassez é a regra (SÃO PAULO, 2013). Desta forma, a situação hídrica do Brasil é um fator preocupante, visto que mesmo dispondo de grandes recursos hídricos de superfície e subterrâneos, os mesmos se apresentam em termos bastante desiguais: enquanto a região hidrográfica amazônica detém 73,6% dos

recursos superficiais do Brasil, onde vivem não mais do que 5% dos brasileiros o semiárido nordestino, com 35% da população brasileira possui apenas 4% dos recursos hídricos (LEMOS, 2011; SÃO PAULO, 2013), caracterizando-se como uma região pobre em volume de escoamento de águas fluviais, em decorrência da variabilidade temporal das precipitações pluviométricas e das características geológicas predominantes nessa região (CEARÁ, 2002; CIRILO; MONTENEGRO; CAMPOS, 2013; BRASIL, 2013; GONÇALVES, 2003). Righetto (1998), Andrade *et al.* (2007) e Alves *et al.* (2008) destacam que nessas regiões (áridas e semiáridas de baixas latitudes, onde não existe o degelo), as barragens e a perenização artificial de rios constituem uma das principais formas utilizadas para acumular água no período chuvoso, e suprir sua demanda de uso doméstico, industrial e agrícola por liberação no período seco, constituindo, essas águas represadas, verdadeira riqueza regional. Outros autores como Brito *et al.* (1999) apontam para a necessidade de se armazenar água no subsolo de regiões áridas e semiáridas do globo, utilizando-se de técnicas antigas usadas por pequenos agricultores e, atualmente, avaliadas e adaptadas para outras regiões agroecológicas, objetivando o suprimento de água no meio rural, como as barragens subterrâneas.

Mesmo com uma disponibilidade hídrica anual de 700 bilhões de metros cúbicos, o Nordeste brasileiro pode contar com uma disponibilidade efetiva apenas de 24 bilhões de metros cúbicos, haja vista que o restante, 97%, é consumido pela evaporação e pelo escoamento superficial (BRITO *et al.*, 1999). Mas ainda assim, a disponibilidade hídrica nessa região é bem superior àquela registrada em países como Egito, África do Sul, Síria, Jordânia, Israel, Líbano, Haiti, Paquistão, Iraque e Índia, onde a escassez de água já chega a níveis críticos (BRASIL, 1996).

A problemática da seca no Nordeste brasileiro não é algo recente: registros históricos mostram que as mesmas têm ocorrido na região desde o século XVI (FILGUEIRA 2011; MOURA; SHUKLA, 1981; ARAUJO, 1982; MAGALHÃES, 1988; CARVALHO 2012; GUTIÉRREZ *et al.*, 2014; WILHITE *et al.*, 2014). Remonta a 1559, o primeiro registro de seca no Nordeste do Brasil, narrado e documentado pelo livro de História da Companhia de Jesus do Brasil. De um modo geral, no calendário de secas do Nordeste, ocorreram nove secas por século, uma a cada onze anos que, apesar de afetarem os índios e os primeiros colonizadores, as secas dos séculos XVI e XVII não tiveram grandes impactos socioambientais, haja vista o número pequeno de habitantes e a fartura de recursos naturais que reduziram consideravelmente os efeitos calamitosos dessas estiagens, conforme assinalam Guerra (1981) e Filgueira (2011). No entanto, as secas ocorridas de 1877 a 1879 se tornaram paradigmáticas, pelos impactos produzidos sobre a população e a economia do Nordeste

(CARVALHO, 2012). Estes eventos provocaram perda de mais de quinhentas mil vidas humanas na região, sendo duzentas mil somente no Ceará, devendo-se isto à falta de preparo dos então governantes para enfrentarem as consequências da estiagem (POMPONET, 2009).

Foi a partir dessa conhecida “Grande Seca”, que o Império foi motivado a tomar as primeiras medidas para combater os efeitos de estiagens no Nordeste brasileiro: assim, como medida de urgência foi iniciada, a 06 de maio de 1886, a construção de um açude distando seis quilômetros do município de Quixadá-Ce, denominado de Cedro, que compreendia cinco barragens, sendo duas de alvenaria e três de terra com uma bacia hidráulica de retenção de 21,8 quilômetros quadrados (SOBRINHO, 1982) e capacidade máxima de 127.667.000 metros cúbicos, um verdadeiro mar para a época (BRANCO, 2003). De fato, estava começando a “política de açudagem” para coletar e acumular a água das poucas chuvas que aconteciam na região. Atualmente, o estado do Ceará conta com um considerável número de reservatórios para acúmulo de águas superficiais; segundo levantamento realizado pela Funceme (CEARÁ, 2009) são 4.604 açudes, sendo que destes, 537 têm área do espelho d’água superior a cinco hectares.

Conforme se verifica, por muito tempo a preocupação com relação a água na região nordestina, como em outras artes do Globo, atinha-se à questão quantidade. Entretanto, a qualidade de vida, a saúde humana e o desenvolvimento econômico regional dependem não só da disponibilidade de água, mas de sua qualidade, de forma que quantidade e qualidade dos recursos devem ser indissociáveis, e desta relação depende o futuro desenvolvimento econômico e social do planeta.

A água, por si mesma, não tem qualidade inerente, exceto no contexto para o qual é usada (SILVA *et al.*, 2011), mesmo que quando se fala em qualidade da água, logo vem à mente a ideia de pureza química do líquido, este parâmetro está mais relacionado ao uso que é feito dela, ao tipo de recurso hídrico e às intervenções a que o mesmo está sujeito. A disponibilidade de água, tanto em quantidade como em qualidade, é um dos principais fatores limitantes ao desenvolvimento regional considerando-se tanto o meio urbano como o rural. Pelas características do seu ciclo, a quantidade da água no planeta tem se mantido aproximadamente constante desde a antiguidade. Por isso, tecnicamente, ela não está se tornando escassa. O que ocorre é uma carência da água para atender determinadas demandas que estejam associadas a uma qualidade mínima, respeitada a sua disponibilidade local (PARANÁ, 2013).

Almeida, Petersen e Cordeiro (2011) alertam para o fato de que a qualidade das águas superficiais de consumo humano no meio rural está diretamente relacionada à forma de

ocupação do solo, à transformação de ecossistemas naturais equilibrados em áreas de lavouras, ao uso indiscriminado de agrotóxicos e fertilizantes e à falta de tratamento de dejetos animais e humanos, ou seja, à relação antrópica do ser humano com o meio ambiente.

Assim, como forma de subsidiar as ações de conservação da qualidade das águas frente ao quadro em que se encontra atualmente, é necessário o estabelecimento de um sistema de monitoramento de qualidade de forma contínua que possibilite identificar, além das variações espaço-temporais, a relação dos diversos mecanismos do sistema hídrico com toda a sua bacia de drenagem (JONG; ROOPY; HOSPER, 1995). Entretanto, esse monitoramento em grandes áreas de espelho d'água requer um grande número de coletas e a determinação de um grande número de variáveis, o que na maioria das vezes o torna oneroso e conseqüentemente de difícil aplicação.

Buscar novas técnicas de monitoramento da qualidade da água ou aprimorar as já existentes tornam ações urgentes no cenário mundial. O sensoriamento remoto que tem despontado nas últimas décadas como tecnologia comprovada para a análise espacial, visto o seu uso para pesquisas em vegetação, solos, rochas, ocupação urbana e para o estudo da água deve se tornar uma ferramenta usual para planejamento e execução de projetos ambientais, como suporte à produção de informações quantitativas e qualitativas sobre o panorama das águas superficiais.

3.2 Sensoriamento remoto

Novo (2010), ao definir sensoriamento remoto alerta para o fato de que esta técnica vai além da aquisição de informações sobre um objeto sem que se entre em contato físico com ele, e o define como sendo: a utilização conjunta de sensores, equipamentos para processamento de dados, equipamentos 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 compõe em suas mais diversas manifestações.

Já de acordo com Jensen (1989) sensoriamento remoto pode ser entendido como o meio pelo qual dados sobre determinado objeto, área ou fenômeno são obtidos através de dispositivos (sensores) colocados em satélites ou aeronaves.

Em todas as suas definições, o sensoriamento remoto envolve a obtenção de informações através da interação entre energia e matéria, de forma que, para um bom

entendimento sobre esta técnica, torna-se necessário compreender conceitos relacionados a transmissão de energia, alvos e sensores, como: radiometria, espectro eletromagnético, reflectância, transmitância e radiância.

3.2.1 Radiometria

Segundo Mobley (1994) a radiometria é a ciência que trata da medida da energia eletromagnética ou radiante e, que constitui a base de estudos de transferência radiativa em águas naturais.

Quase toda a energia disponível na Terra tem sua origem no Sol, de onde se propaga para o espaço na forma de radiação eletromagnética (REM). O Sol é a principal fonte de energia eletromagnética disponível para fins de sensoriamento remoto na superfície terrestre (SILVA, 2006).

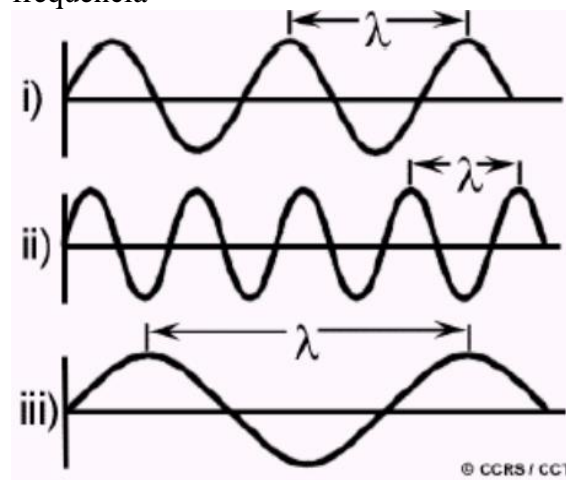
Para se propagar no espaço, a energia eletromagnética, não precisa de um meio natural sendo definida como uma energia que se move na forma de ondas eletromagnéticas à velocidade da luz ($300.000.000 \text{ m s}^{-1}$), sendo essa velocidade de propagação (c) diretamente proporcional à sua frequência (ν) e comprimento de onda (λ), expressa conforme a Equação 1, desenvolvida por James Maxwell, em 1864.

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

onde: c é a velocidade da luz em m s^{-1} ; λ é o comprimento de onda em m, e ν é a frequência dada em Hz.

Como o comprimento de onda tem dimensões muito pequenas, utilizam-se os submúltiplos do metro como o nanômetro, $1 \text{ nm} = 10^{-9} \text{ m}$ e o micrômetro (ou mícron), $1 \text{ }\mu\text{m} = 10^{-6} \text{ m}$; uma melhor definição esquemática da variação do comprimento de onda discutida na Equação 1 pode ser consultada na Figura 1.

Figura 1 – Ondas eletromagnéticas com diferentes comprimentos de onda e frequência



Fonte: Silva (2006).

Verifica-se na Figura 1 que no modelo ondulatório a REM é caracterizada em comprimentos de onda que representam a distância entre dois pontos de igual intensidade dos campos elétrico e magnético. Como ao ser interceptado pela matéria, o resultado da interação dependerá das propriedades eletromagnéticas deste material (NOVO, 2010), conhecer as características do espectro eletromagnético, como comprimento de onda e de frequência, é de suma importância para a interpretação da informação extraída em dados de sensoriamento remoto.

A Teoria Quântica ao abordar a interação energia eletromagnética-da matéria destaca que a energia é transferida em pacotes discretos chamados quanta ou fótons, sendo a energia de um quantum expressa conforme a Equação 2:

$$Q = h\nu \quad (2)$$

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

Substituindo-se Q por $h\nu$ da Equação 2 pode-se expressar o comprimento de onda associado com o quantum de energia (Equações 3 e 4).

$$\lambda = \frac{hc}{Q} \quad (3)$$

ou

$$Q = \frac{hc}{Q\lambda} \quad (4)$$

A Terra, considerada um corpo negro com temperatura equivalente a 300 °K emite ondas de comprimento máximo entre 8,0 e 12,0 μm e até mesmo de micro-ondas. Já o Sol,

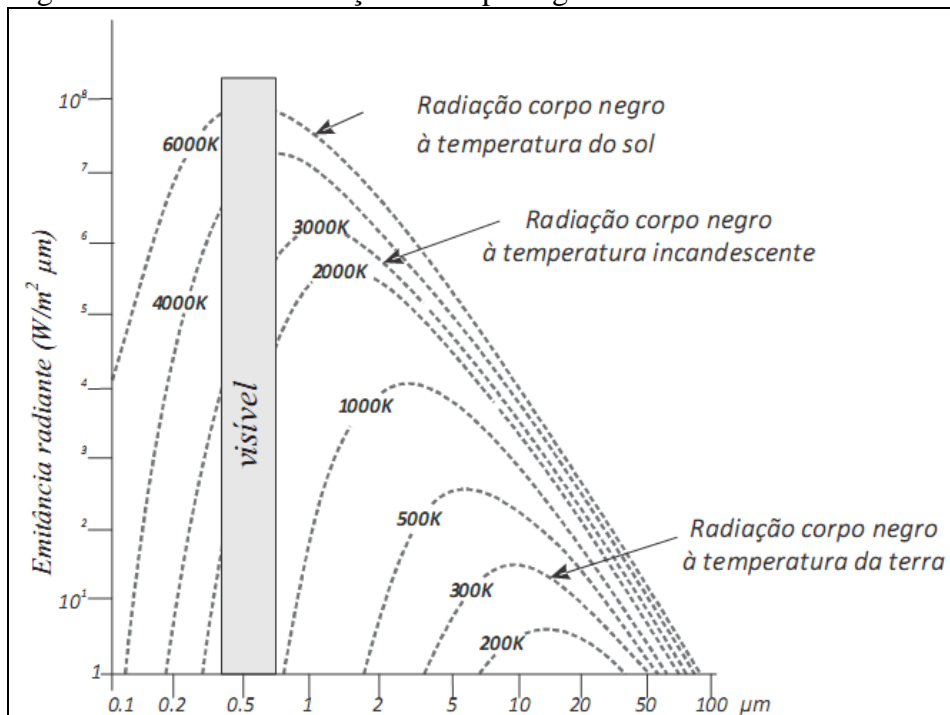
cuja temperatura é de 6.000 °K, emite mais energia do que a Terra. Essa correlação é fundamentada por Jensen (2009) e Lillesand e Kiefer (1994) ao afirmarem que todos os objetos acima do zero absoluto Kelvin (-273 °C) emitem energia eletromagnética, e quanto maior a temperatura, maior a energia que emana do objeto, enunciado conforme a *lei de Stefan-Boltzmann* (Equação 5).

$$M_{\lambda} = \sigma T^4 \quad (5)$$

onde: M_{λ} é a radiação emitida por um corpo negro (W m^{-2}); σ é a constante de Stefan-Boltzmann ($5,6697 \times 10^{-34} \text{ W m}^{-2} \text{ K}^{-4}$) e, T é temperatura absoluta (°K).

As curvas, na Figura 2, representam os valores das intensidades da energia radiante emitida por comprimento de onda, por fontes de radiação com diferentes temperaturas, segundo o modelo de corpo negro de Planck.

Figura 2 – Curvas de radiação de corpo negro destacando o Sol e a Terra



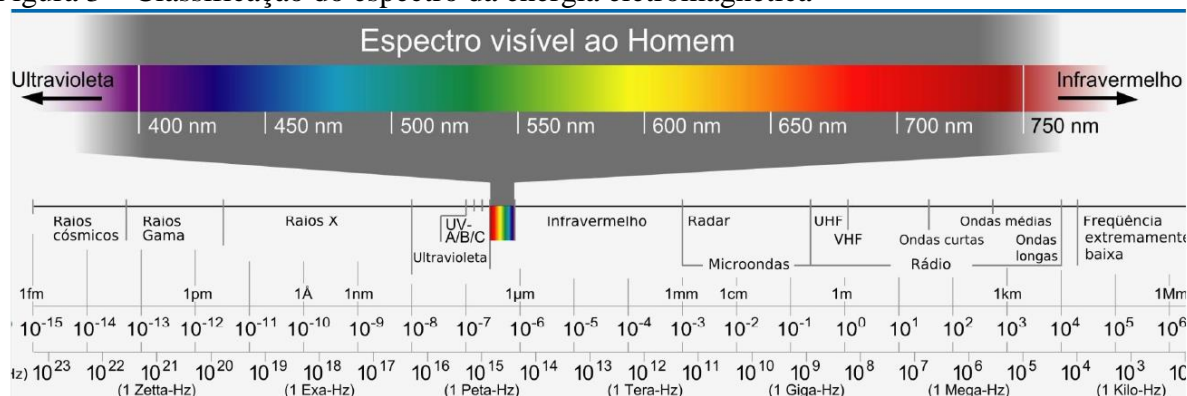
Fonte: Meneses e Almeida (2012).

3.2.2 O espectro eletromagnético

Ao conjunto de comprimentos de onda que compõem a radiação eletromagnética (REM) dar-se o nome de Espectro Eletromagnético, sendo ele formado pelas ondas de rádio, micro-ondas, raios infravermelhos, raios ultravioleta, raios X, raios gama e raios cósmicos. A região do espectro que é capaz de produzir a sensação de visão para o olho humano normal é

denominada genericamente de luz e em ecologia, de radiação fotossinteticamente ativa (RFA), por ser a parte da radiação total absorvida pelas clorofilas (ESTEVEZ, 2011). Os limites dessa faixa variam entre aproximadamente 450 e 760 nm, onde a mais baixa frequência oticamente estimulante é percebida como infravermelha (IV), e pelo lado da mais alta frequência perceptível é entendida como ultravioleta (UV) (Figura 3) (PARSONS; TAKAHASHI; HARGRAVE, 1983). Meneses e Almeida (2012) explicam que essa é a região do espectro solar com a mais alta intensidade de fluxo radiante e onde há a melhor janela atmosférica, bastante transparente, deixando passar uma grande quantidade de radiação. Por isso, é muito usada em sensoriamento remoto; é a região responsável pela interação com os minerais e que dá origem às suas cores.

Figura 3 – Classificação do espectro da energia eletromagnética



Fonte: Pion (2013).

Contemplando-se ainda a Figura 3 constata-se que não existe um limite rígido entre duas cores do espectro visível, pois a transição entre duas cores é sempre difusa. Dessa forma, os limites tabulados apresentados na literatura são apenas teóricos, considerados para fins didáticos.

Como a atmosfera absorve quase toda a energia eletromagnética emitida pela radiação solar com o comprimento de onda inferior a 0,3 μm que incluem raios gama, raios X e radiação ultravioleta, a utilização das ondas inferiores a 0,3 μm em sensoriamento remoto é restrita a estudos de laboratório em condições sem interferência da atmosfera. Todavia, a maioria da radiação solar com o comprimento de onda maior que 0,3 μm pode penetrar a atmosfera e chegar à superfície terrestre (LIU; JORDAN, 1960).

Para registrar os sinais de energia eletromagnética refletida ou emitida nas faixas do visível, infravermelho e vermelho é que é desenvolvida a maioria dos sensores de satélite. Na Tabela 1 estão resumidas as principais regiões utilizadas para o sensoriamento remoto da

superfície terrestre. Novo (2010) chama atenção para o fato de que esses limites são baseados em Chen (1985) e que tanto os limites quanto à nomenclatura podem variar de autor para autor, levando-se em consideração a origem dos dados.

Tabela 1 – Características das regiões espectrais utilizadas para o sensoriamento remoto de superfície

Nome da região	Nome do comprimento de onda	Comprimento de onda
Visível	Violeta	0,38 – 0,45 μm
	Azul	0,45 – 0,49 μm
	Verde	0,49 – 0,56 μm
	Amarelo	0,56 – 0,59 μm
	Laranja	0,59 – 0,63 μm
	Vermelho	0,63 – 0,76 μm
Infravermelha	Infravermelho próximo	0,80 – 1,50 μm
	Infravermelho de ondas curtas	1,50 – 3,00 μm
	Infravermelho médio	3,00 – 5,00 μm
	Infravermelho longo (Termal)	5,00 – 15,00 μm
	Infravermelho distante	15,00 – 30,00 μm
Micro-ondas	Submilimétrica	0,01 – 0,10 cm
	Milímetro	0,10 – 1,00 cm
	Micro-ondas	1,00 – 100 cm

Fonte: Adaptada de Novo (2010).

3.2.3 Reflectância

A reflectância é tida quando um feixe de luz que chega à superfície de um objeto não transparente é redirecionado (LIU, 2006), dependendo a mesma da rugosidade ou do tamanho das irregularidades da superfície em relação ao comprimento de onda da radiação considerada.

De acordo com Jensen (2009) a reflexão exhibe características que são importantes no sensoriamento remoto: a) a radiação incidente, a radiação refletida, e uma vertical à superfície a partir da qual os ângulos de incidência são medidos, todos ficam no mesmo plano; b) o ângulo de incidência e o ângulo de reflexão são aproximadamente iguais.

3.2.4 Transmitância

Segundo Liu (2006), a transmitância é o fenômeno que ocorre quando a radiação incide sobre um objeto sem atenuação sensível na passagem. Já Jensen (2009) define a transmitância atmosférica (τ_λ) como a razão adimensional entre o fluxo radiante transmitido por (através de) uma superfície e o fluxo radiante incidente nela, conforme pode visualizar na Equação 6.

$$\tau_\lambda = \frac{\Phi_{refletido\lambda}}{\Phi_{i\lambda}} \quad (6)$$

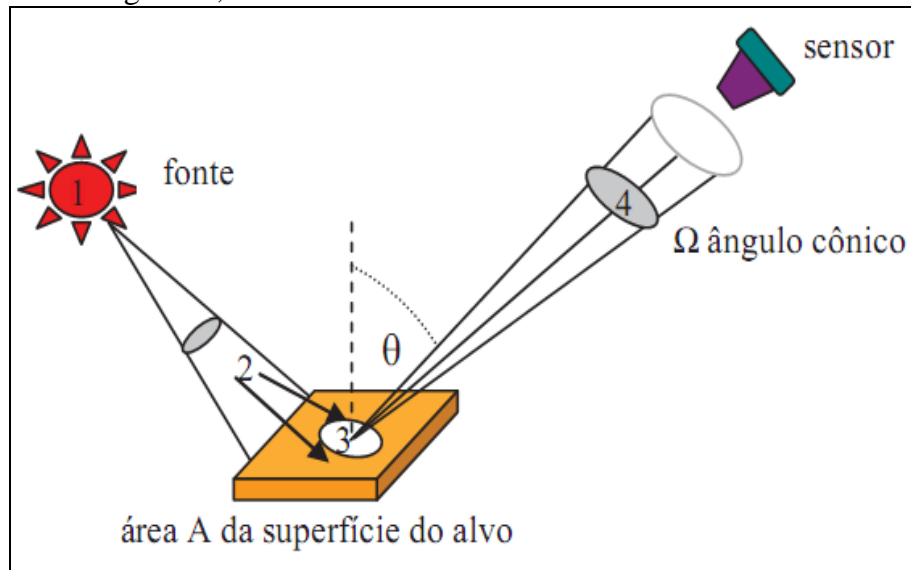
3.2.5 Radiância

A Radiância é considerada a medida radiométrica mais precisa em sensoriamento remoto (JENSEN, 2009; MENESES; ALMEIDA, 2012). Cientificamente a radiância é definida como a intensidade radiante por unidade de área-fonte projetada numa direção específica e medida em Watts por metro quadrado por esterradiano ($W m^{-2} sr^{-1}$) (Equação 7).

$$L_\lambda = \frac{\frac{\Phi_\lambda}{\Omega}}{A \cos\theta} \quad (7)$$

A Figura 4 exemplifica as definições para se entender o significado dos componentes de um modelo básico de sensoriamento remoto. Os números que identificam na figura cada um dos componentes desse modelo representam os termos radiométricos que são definidos a seguir, em uma ordem sequencial segundo a trajetória da REM da fonte (1) até o sensor, sendo 2 o fluxo radiante, 3 a irradiância e 4 a radiância.

Figura 4 – Componentes radiométricos da trajetória da radiação eletromagnética, da fonte ao sensor



Fonte: Menezes e Almeida (2012).

3.3 Sensoriamento remoto em ambientes aquáticos

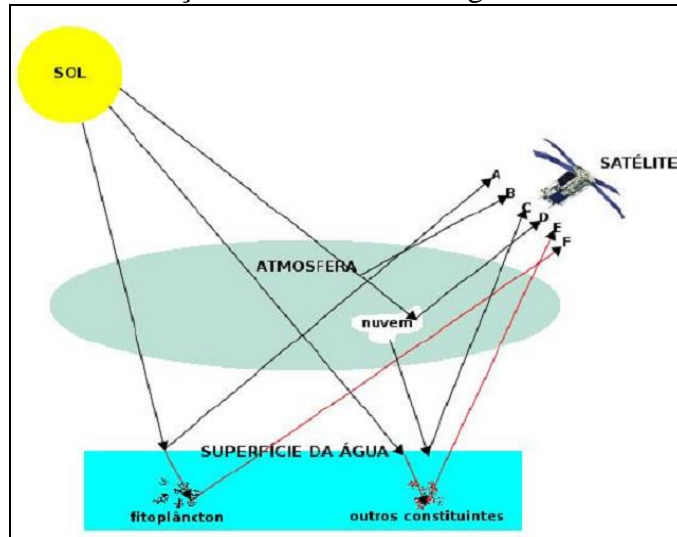
3.3.1 Comportamento espectral da água

De toda a radiação solar que atravessa a atmosfera, parte é absorvida ou refletida nas partículas de gases, poeira e vapor d'água, difundindo-se e, juntamente com parte da radiação direta, atinge a superfície da terra e conseqüentemente a superfície dos corpos d'água. A absorção da radiação ocorre de maneira exponencial negativa com a profundidade, além de ser um processo seletivo (varia com o comprimento de onda) e a intensidade do fluxo radiante é alterada em função das trajetórias dos fótons durante o percurso sol-água-sensor (Figura 5).

As principais contribuições podem ser devidas ao espalhamento dos fótons pela atmosfera; à reflexão do sol na superfície aquática; ao espalhamento e absorção pela água propriamente dita e pelo material dissolvido e particulado em suspensão presentes no ambiente aquático (fitoplâncton, sedimentos em suspensão e matéria orgânica dissolvida que confere cor à água). Todos esses elementos que conferem características únicas nos dados de sensoriamento remoto, permitindo a identificação dos componentes e conseqüentemente do monitoramento do ambiente aquático compõe o comportamento espectral do sistema aquático. Deve-se levar em consideração ainda as contribuições atmosféricas e reflexão especular da

luz solar na superfície da água que provocam os ruídos, devendo os mesmos serem corrigidos, para uma melhor interpretação dos dados (OLIVEIRA, 2009).

Figura 5 – Trajetória da luz em direção ao sensor orbital e interação da mesma com a água



Fonte: Oliveira (2009).

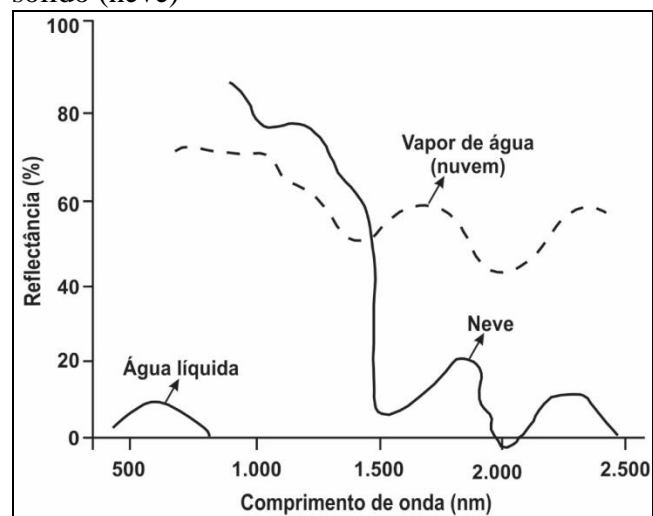
Na água destilada, por exemplo, ocorre pouca absorção da radiação em comprimentos de ondas curtas e as de comprimento de ondas mais longas são fortemente absorvidas. Assim, a faixa de maior coeficiente de absorção é geralmente o vermelho e especialmente o infravermelho, decrescendo significativamente em direção ao azul (ESTEVES, 2011). Da radiação que atinge a superfície da água, parte é refletida e outra penetra na água, chega ao fundo e reflete fora da água (LIU, 2006). Essa interação entre luz e água pode ser resumida conforme a Equação 8.

$$I_{inc} = I_{sup} + I_{abs} + I_{ref} \quad (8)$$

onde: I_{inc} = Intensidade de luz que incide na superfície da água; I_{sup} = intensidade de luz refletida diretamente pela superfície da água quando chega à sua superfície; I_{abs} = intensidade de luz absorvida pela água e, I_{ref} = intensidade de luz que penetra na água e é registrada pelo sensor do satélite.

Como de acordo com a temperatura a água pode ser encontrada em três estados físicos: sólido, líquido e gasoso, para cada uma delas, a absorção da radiação eletromagnética ocorre de maneira distinta (MOREIRA, 2005), conforme pode-se observar nas curvas de reflectância da água na Figura 6.

Figura 6 – Curvas de reflectância representativas da água nos estados líquido, gasoso (nuvem) e sólido (neve)



Fonte: Adaptada de Bowker *et al.* (1985).

3.3.2 Componentes opticamente ativos (COAs)

Conforme Lobo (2009), essa interação entre a luz e a água depende da proporção dos Componentes Opticamente Ativos (COAs) presentes no corpo d'água, sendo o sinal captado pelo sensor um produto da resultante das radiações que é absorvidas e espalhadas relativamente pelos COAs.

O espalhamento da luz depende principalmente do tamanho das partículas suspensas na água. Quando o tamanho das partículas suspensas for menor do que o comprimento de onda da radiação solar, ocorre o espalhamento da luz e, as partículas mais finas favorecem o espalhamento nas ondas mais curtas, conferindo à água a cor azul. À medida que o tamanho das partículas suspensas aumenta, a cor vai mudando gradualmente para verde. De fato, teoricamente, a água pura, profunda e infinita aparece na cor azul e à medida que a mesma apresenta impurezas nas partículas suspensas a cor tem tendência para mudar na cor azul esverdeada, verde, verde amarela, amarela e marrom.

Formas de vida como algas e fitoplâncton, através de seus pigmentos fotossintetizantes presentes na água também alteram a sua cor. Além destes, participam ainda dos coeficientes de absorção e espalhamento os sólidos inorgânicos em suspensão (SIS), provenientes principalmente das bacias de captação do sistema aquático, e o carbono orgânico dissolvido (COD) formado pelos ácidos húmicos e substâncias amarelas resultantes da decomposição do material orgânico (OLIVEIRA, 2009; CORAZZA, 2010; NOVO, 2001).

Conforme Le *et al.* (2011) a reflectância espectral da água no espectro do visível fornece informações qualitativa e quantitativa dos materiais opticamente significantes presentes na água natural, de forma que a reflectância espectral das regiões espectrais azul e verde são comumente usadas para avaliar a concentração de clorofila-*a* em águas oceânicas, em que as propriedades ópticas sejam determinadas pelo fitoplâncton e materiais relacionados. Já em águas costeiras continentais as propriedades ópticas seriam mais bem definidas pela combinação de fitoplâncton, sedimentos suspensos e material orgânico dissolvido.

3.3.3 Efeitos da presença de clorofila na reflectância da água

O fitoplâncton é um grupo heterogêneo composto principalmente por algas fotossintetizantes que se distribui por grande parte dos ambientes marinhos e aquáticos continentais do mundo. Nestes ambientes, é o principal responsável pela captação da energia eletromagnética e sua transformação em energia química (fotossíntese) e desempenha, portanto, importante função no sistema. As moléculas que captam e transformam a energia são chamadas de pigmentos fotossintetizantes, e alguns exemplos são as clorofilas *a*, *b*, *c* e os carotenóides (ARRAUT *et al.*, 2005).

Nas águas continentais podem ser encontrados representantes de todos os grupos de algas sendo que a predominância de um ou outro grupo depende, principalmente, das características do meio aquático. A Tabela 2 apresenta as principais características dos grupos de algas, com destaque para o grupo das cianofíceas (cianobactérias) que, segundo Esteves (2011) podem ser encontradas em todos os ambientes do sistema lacustre, uma vez que as mesmas são capazes de sofrer adaptações cromáticas dos pigmentos quando ocorrem mudanças qualitativas e quantitativas de radiação. Por meio de vacúolos gasosos, as cianofíceas são adaptadas à flutuação e, quando em meio favorável crescem em altas densidades, se localizando principalmente nas camadas superficiais da água, fenômeno este denominado floração das algas (em inglês denomina-se “*bloom*”), que ocorre em dias quentes e calmos principalmente em lagos com grandes quantidades de nutrientes (eutrofizados) (CORAZZA, 2010).

Tabela 2 – Características dos principais filios de algas

Filo	Organização	Tipo de clorofila	Pigmentos acessórios
Cyanophyta (<i>Cianobactérias</i> : algas azuis)	Unicelulares e Multicelulares	<i>a</i>	Ficocianina
Cyanophyta (<i>Cianobactérias</i> : algas verdes)	Unicelulares e Multicelulares	<i>a, b</i>	Carotenos e xantofilas
Phaeophyta (<i>Feofíceas ou feófitas</i> : algas marrons ou pardas)	Multicelulares	<i>a, c</i>	Carotenos e xantofilas (fucoxantina)
Rhodophyta (<i>Rodofíceas ou rodófitas</i> : algas vermelhas)	Multicelulares (a maioria)	<i>a, d</i>	Ficocianina, ficoeretrina, carotenóides
Crysophyta (algas douradas)	Unicelulares	<i>a, c</i>	Carotenos e xantofilas
Euglenophyta (euglenóides)	Unicelulares	<i>a, b</i>	Carotenos e xantofilas
Pyrrophyta (dinoflagelados)	Unicelulares	<i>a, c</i>	Carotenos e xantofilas

Fonte: Adaptada de Corazza (2010).

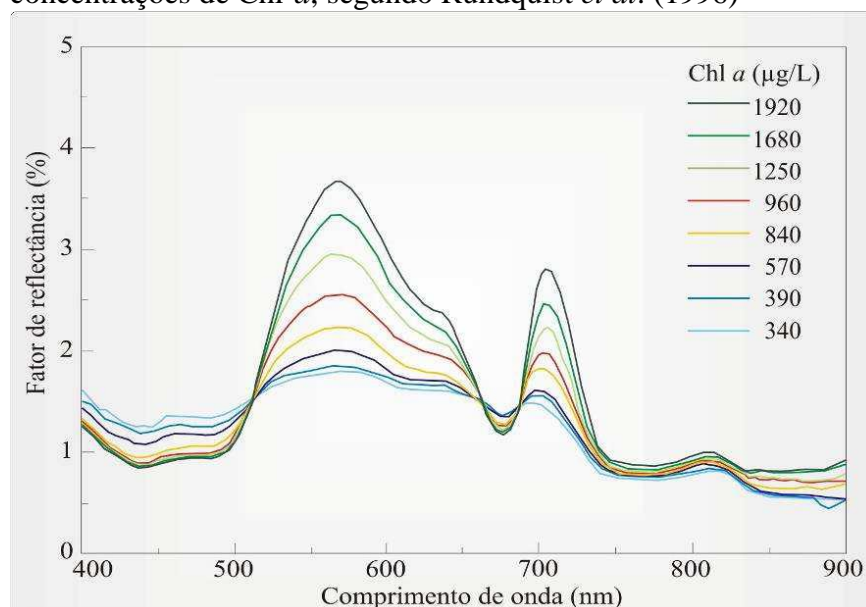
Mesmo desempenhando importante papel no meio aquático como a produção de grande parte do oxigênio dissolvido, o crescimento das algas está largamente associado aos processos de eutrofização dos reservatórios, principalmente através da ação antrópica (BROOK *et al.*, 2008). A eutrofização, ao estimular o crescimento de grandes quantidades de algas, causa inconvenientes ao meio aquático como: toxidez, sabor, odor, turbidez, cor, formação de matéria orgânica, aumento da amplitude de variação do oxigênio dissolvido, corrosão, interferência nos processos de tratamento da água e aspecto estético desagradável (MOTA, 1997). Desta forma, a importância em se compreender os processos relacionados ao fitoplâncton, bem como o desenvolvimento de sistemas capazes de monitorar a presença e dinâmica deste componente do meio aquático, dentre os quais os que utilizam o sensoriamento remoto, principalmente o hiperespectral (CORAZZA, 2010).

Entretanto, para o estudo dos componentes orgânicos e inorgânicos da água é importante entender o comportamento espectral da água propriamente dita, tendo em mente que todos interferem na radiação ascendente na água. No caso dos pigmentos fitoplantônicos é importante destacar que há duas regiões principais de absorção dos mesmos: a região do azul (400-515 nm) – chamado “Soret” - e do vermelho (630-700 nm) – chamado “alpha”. Na região do verde (515-600 nm) há um aumento da reflectância, atribuído ao espalhamento interno das células dos organismos fitoplantônicos, já que as algas são partículas refratoras e

que também aumentam o espalhamento em comprimentos de onda do infravermelho (IV) (MOBLEY, 1994; LOBO, 2009). Entretanto, enquanto a clorofila-*a* absorve fracamente entre 450 e 650 nm a clorofila *b* tem o efeito de aumentar a absorção, tanto para o lado dos comprimentos de onda mais longos quanto para os mais curtos (FERREIRA; PEREIRA FILHO, 2009). Gitelson (1992), medindo diversos espectros de radiância em ecossistemas da Hungria, Bulgária e Alemanha, demonstrou que a magnitude do pico próximo a 700 nm no espectro de radiância apresentou forte correlação com a concentração de clorofila-*a*. Já Mittenzwey, Gitelson e Kondratyev (1992) observaram alta correlação entre clorofila e a reflectância do infravermelho próximo (IVP). Rundquist *et al.* (1996) através de estudos com utilização de diferentes concentrações de Chl-*a*, constataram que a baixa reflectância entre 400 e 500 nm ocorre devido à absorção da luz azul (com um mínimo em 438 nm - absorção pela Chl-*a*), aumento da reflectância por volta de 520 nm (com pico de reflectância entre 560 e 570 nm) e ponto máximo de absorção típico da Chl-*a* em 675 nm.

A Figura 7 apresenta os resultados obtidos por Rundquist *et al.* (1996) e a Tabela 3, um resumo dos comprimentos de onda onde ocorre absorção pelos pigmentos fotossintetizantes, com destaque para a Chl-*a*.

Figura 7 – Variação da reflectância em função de diferentes concentrações de Chl-*a*, segundo Rundquist *et al.* (1996)



Fonte: Corazza (2010).

Tabela 3 – Bandas de absorção dos pigmentos fotossintetizantes

Pigmentos	Bandas de absorção (nm)
Clorofila <i>a</i>	435; 440; 675; 676
Clorofila <i>b</i>	480; 650
Clorofila <i>c</i>	440; 645
Carotenóides	425; 450; 500
Biliproteínas	498; 553; 555; 562; 568; 585; 620; 650; 670

Fonte: Novo (2011).

Se no corpo hídrico houver a presença de fitoplâncton e sedimentos em suspensão ao mesmo tempo, a reflectância é alta nos comprimentos de onda maiores que 720 nm em ambientes aquáticos com altas quantidades de sedimentos em suspensão e baixas concentrações de fitoplâncton. Já quando há grandes quantidades de fitoplâncton e sedimentos, a reflectância é alta, porém apresenta os máximos de absorção devidos à clorofila (CORAZZA, 2010). Barbosa (2005) complementa que o aumento da concentração de sedimentos resulta num aumento da reflectância em toda faixa, mas a presença da clorofila também afeta a forma da curva. Quando a concentração de sedimentos aumenta, o pico de reflectância bem definido em 550 nm desloca-se em direção a comprimentos de onda maiores e torna-se um pico mais achatado e menos definido.

É importante destacar ainda que, além das informações supracitadas sobre as características dos fitoplânctons, outra informação importante para o sensoriamento remoto de ambientes aquáticos é a variação sazonal dos organismos fitoplanctônicos, pois esta pode trazer diferenças nos dados obtidos. A variação sazonal em regiões temperadas é controlada principalmente pela radiação solar e pela temperatura, que irão determinar a estratificação da coluna d'água e a disponibilidade de nutrientes. Na primavera, com o aumento da luminosidade e dos nutrientes ocorre a primeira floração das algas, o que resulta num máximo de biomassa. No verão, em função da estratificação e diminuição da quantidade de nutrientes na zona eufótica há um desenvolvimento moderado do fitoplâncton. No outono ocorre a retomada da circulação da água que pode ocasionar uma segunda floração de algas, porém menor que a da primavera. Por fim, no inverno, poucas algas conseguem florescer devido às baixas temperaturas da estação (ESTEVES, 2011).

De acordo com o que foi apresentado até o momento quando se estuda o fitoplâncton através das técnicas de sensoriamento remoto, vários aspectos devem ser considerados, dentre eles: os diferentes tipos e características de organismos fitoplanctônicos e as interações entre as populações fitoplanctônicas e a radiação eletromagnética, com

destaque ao efeito da presença de pigmentos fotossintéticos como a *Chl-a* nos espectros de reflectância. Além disso, deve-se levar em consideração a variação sazonal das algas em um corpo d'água no decorrer de um dia ou de um ano, principalmente quando se busca o monitoramento sazonal desta variável.

3.3.4 Material particulado em suspensão na água

Corazza (2010) destaca que o material particulado em suspensão constitui-se de detritos orgânicos e inorgânicos. A fração inorgânica é formada por partículas minerais, principalmente silte e argila, e a fração orgânica pelo fitoplâncton, zooplâncton e matéria orgânica particulada. Em relação à limnologia, o material particulado em suspensão pode ser tratado como Totais de Sólidos em Suspensão (TSS) e é representado pela Equação 9:

$$TSS = SOS + SIS \quad (9)$$

em que: *SOS* são os Sólidos Orgânicos em Suspensão e *SIS* os Sólidos Inorgânicos em Suspensão.

A origem desse material está associada a minerais provenientes do intemperismo e erosão das rochas ou solos ao longo da bacia que são carreados para os corpos hídricos por ação do vento ou da chuva, à ressuspensão ou erosão dos sedimentos do fundo pela ação dos ventos, detritos inorgânicos, como de conchas carbonáticas de moluscos e carapaças silicosas de certas algas planctônicas, os quais geralmente apresentam-se na faixa de 1 µm até várias dezenas de micrômetros (MOBLEY, 1994).

Segundo Lobo (2009) a presença de Sólidos Inorgânicos Suspensos é responsável pelo aumento da reflectância na região do visível e do IVP, conferindo um sinal que, muitas vezes, apresenta dominância em relação aos outros COAs. Além de interferir no sinal refletido, a presença de *SIS* é fundamental para toda cadeia trófica, pois carrega consigo grande quantidade de material orgânico adsorvido em suas partículas como fonte de energia e nutrientes para todo sistema aquático. Novo (2001) complementa destacando que tanto medidas feitas no campo quanto em experimentos em laboratório têm demonstrado que há aumento do coeficiente de espalhamento da água pura com a ampliação da concentração de sólidos em suspensão (orgânicos e inorgânicos). Este aumento da concentração de sedimentos resulta no deslocamento do pico de reflectância em direção aos comprimentos de onda mais longos com a formação de um patamar de reflectância entre 500 e 700 nm, além do acréscimo expressivo da reflectância na região do infravermelho. Já CORAZZA (2010) destaca que com o aumento da concentração de sedimentos em suspensão e conseqüentemente da turbidez da

água, além do aumento geral da reflectância, ocorre também a modificação da forma do espectro de reflectância.

Ainda com relação às características de reflectância de resposta de SIS, Lobo (2009) afirma que a porcentagem de energia refletida na região entre 570 e 700 nm aumenta com o aumento da concentração de SIS na água e apresenta também uma elevação pronunciada em 810 nm pelo espalhamento por SIS. Sedimentos siltosos conferem maior porcentagem de reflectância (12%) quando comparados com sedimentos argilosos em suspensão ($R\% \cong 5\%$), de menor granulometria.

Os sedimentos em suspensão são constituintes que ocasionam, principalmente, o efeito do espalhamento da radiação na superfície dos corpos d'água. Diversos pesquisadores têm demonstrado a importante correlação existente entre a concentração de partículas de sedimentos em suspensão e a radiância espectral na água (CHEN; CURRAN; HANSOM *et al.*, 1992; JENSEN *et al.*, 1989; QUARMBY *et al.*, 1989; LODHI *et al.*, 1997; NOVO *et al.*, 1991; RITCHIE; COOPER; YONGQING, 1987; RITCHIE; COOPER; SCHIEBE, 1990; FORGET; OUILLON, 1998; RUDORFF *et al.*, 2007; WANG; LU, 2010; VOLPE; SILVESTRI; MARANI, 2011; MAO *et al.*, 2012).

Já com relação à matéria orgânica dissolvida, a mesma compõe-se de proteínas, carboidratos e lipídios sendo representada pelas substâncias húmicas, tendo sua origem na decomposição de plantas e animais e de suas fezes, dos processos de decomposição e ciclo de nutrientes de material alóctone e, geralmente conferem à água uma coloração amarelada. São, portanto, muitas vezes denominadas na literatura de CDOM (*Colour Dissolved Organic Matter*), podendo ser quantificadas pela presença de Carbono Orgânico Dissolvido (COD) (LOBO, 2009; ESTEVES, 2011). Wetzel (1983) define COD como sendo a fração do carbono orgânico total na água que passa através de um filtro com poro de 0,45 μm de diâmetro.

A concentração de COD em lagos geralmente varia de 0,5-30 ppm, mas pode chegar de 30-50 ppm em áreas úmidas e pântanos (HIRTLE; RENCZ, 2003). Nota-se que 0,45 μm é igual a 450 nm, o menor comprimento de onda da luz visível. Desta forma, a microscopia óptica é incapaz de identificar partículas menores do que a linha divisória entre o material dissolvido e particulado. A concentração de COD está associada ao estado trófico dos lagos, como pode ser visto na Tabela 4.

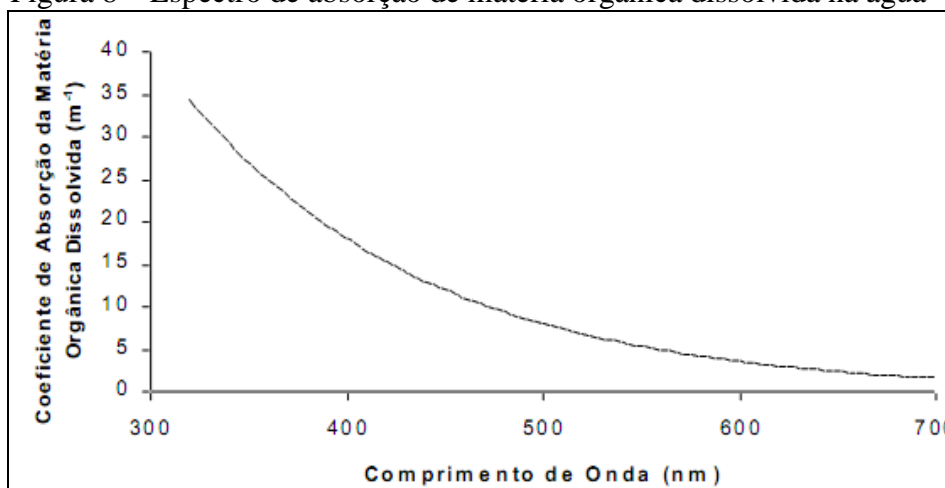
Tabela 4 – Estado trófico e COD em lagos temperados segundo, Ohle (1972)

Estado trófico	COD (mg L ⁻¹)
Oligotrófico	0,5 – 3
Mesotrófico	3 – 10
Cercados por florestas	10 – 20
Poluídos	15 – 30

Fonte: Esteves (2011).

Enquanto a água pura apresenta intenso espalhamento na faixa do azul, a matéria orgânica dissolvida apresenta absorção da radiação na faixa espectral compreendida entre 390 e 550 nm (BRICAUD; POREL; PRIEUR, 1981). Esse fato faz com que na faixa do vermelho a absorção seja pequena, elevando-se exponencialmente em direção aos comprimentos de ondas mais curtos, sendo desprezível a partir de 600 nm, conforme observa-se na Figura 8.

Figura 8 – Espectro de absorção de matéria orgânica dissolvida na água



Fonte: Adaptada de Kirk (1994).

Um exemplo da concentração de substâncias orgânicas dissolvidas no meio aquático bastante elevadas ocorre nas águas do Rio Negro, na região Amazônica. Neste corpo hídrico a absorção suplanta o espalhamento e praticamente não há energia retroespalhada pelo volume d'água, fazendo com que as suas águas adquiram a aparência negra quando em grande volume. Isso ocorre porque com o aumento da concentração de matéria orgânica dissolvida na água, essa tenderá a uma cor primeira amarelada, depois mais e mais vermelha escura devido aos baixos níveis de reflectância (NOVO, 2001). Em medidas realizadas tanto em campo quanto em laboratório tem sido demonstrado que a concentração de sólidos em suspensão (orgânicos e inorgânicos) tem elevado o coeficiente de espalhamento da água pura. O aumento da concentração de sedimentos resulta no deslocamento do pico de reflectância em

direção aos comprimentos de onda mais longos, com a formação de um patamar de reflectância entre 500 e 700 nm, além do acréscimo expressivo da reflectância na região do infravermelho.

Segundo Mobley (1994), mesmo sendo os organismos microscópicos materiais em suspensão, usa-se esse termo para representar somente o material de natureza inorgânica, uma vez que as partículas inorgânicas apresentam um índice de refração muitas vezes maior do que as partículas orgânicas e, portanto, dominam o sinal retroespalhado pelo conjunto de partículas em suspensão.

3.4 O Sensoriamento remoto e o estudo das cianobactérias

O desenvolvimento de cianobactérias está diretamente associado às condições do meio hídrico em que ocorre, e a sua intensidade de desenvolvimento pode ser usada como indicador da qualidade desse meio (BORBA; DE-LAMONICA-FREITE, 2001). Segundo Hunter *et al.* (2010), florações de cianobactérias tóxicas em corpos d'água utilizados como água potável, aquicultura, irrigação de culturas e recreação vêm aumentando em abundância e se espelhando devido à eutrofização. A exposição humana a florações de cianobactérias e às suas toxinas tem sido relacionada com diversos casos de problemas de saúde nos seres humanos, que vão desde leves casos de irritação da pele, doenças gastrointestinais ou aguda (e ocasionalmente fatais) a até envenenamentos (CARMICHAEL *et al.*, 2001; PILOTTO; KLEWER; DAVIES, 1999; YUAN; CARMICHAEL; HILBORN, 2006). Segundo Lima *et al.* (2013), são comuns as florações potencialmente tóxicas em ecossistemas de águas continentais em muitos países e, no caso do Brasil, mais especificamente, nas águas eutrofizadas do Nordeste brasileiro vários trabalhos têm relatado a presença de cianobactérias.

Os limites máximos admissíveis de cianotoxinas em águas que são destinadas ao abastecimento são regulamentados pela Organização Mundial de Saúde – OMS (*World Health Organization*) (CHORUS; BARTRAM, 1999) e, no caso do monitoramento destes sistemas, no Brasil, a Resolução CONAMA nº 357/05, que é o responsável pelo enquadramento dos corpos d'água utilizados para consumo humano, em águas doces Classe I ou II, com tratamento simplificado ou tratamento convencional, fixa o valor máximo para a densidade de cianobactérias de 20.000 células/mL (BRASIL, 2005). Já a Portaria do Ministério da Saúde nº 2914/2011 estabelece que o monitoramento deve ser realizado mensalmente quando o número de cianobactérias for menor que 10.000 células/mL no ponto de captação do manancial; caso esse valor exceda a 20.000 células/mL a análise de

cianotoxinas deve ser feita semanalmente. Além disso, devem ser realizadas as análises de microcistinas e saxitoxinas, pois ambas têm efeito carcinogênico (CICERELLI, 2013; LIMA *et al.*, 2013).

Segundo Londe, Novo e Calijuri (2005) as técnicas de sensoriamento remoto aliadas ao conhecimento da taxonomia algal e de seus pigmentos fotossintetizantes podem contribuir nos trabalhos de identificação de algas presentes em um corpo hídrico. Isso torna-se possível devido ao fato de que em muitas algas os pigmentos acessórios são importantes parâmetros taxonômicos (LEE, 1999) e, a detecção deste pigmento acessório em sistemas aquáticos pode revelar o tipo de alga presente, haja vista que cada um desses tipos de pigmentos está caracterizado por uma feição de absorção de luz específica.

São aproximadamente 100 pigmentos de algas identificados que estão divididas em clorofilas, carotenoides e ficobiliproteínas (DOMINGUES *et al.*, 2011). Sendo que em todos os grupos as algas possuem uma característica comum: a presença do pigmento de clorofila-*a*, que se caracteriza por apresentar dois picos de absorção – um no azul (433 nm) e outro no vermelho (686 nm). Entretanto, mesmo existindo clorofilas do tipo *b*, *c*₁, *c*₂, *c*₃ e *d*, todas com colorações verdes e espectros de assimilação semelhantes ao da clorofila-*a*, as cianobactérias são seres que possuem somente a clorofila-*a* e três tipos de ficobilinas (a ficocianina, a ficoeritrina e a aloficocianina), as quais tem máxima absorção entre 550 e 650 nm, normalmente com um pico único (RICHARDSON, 1996).

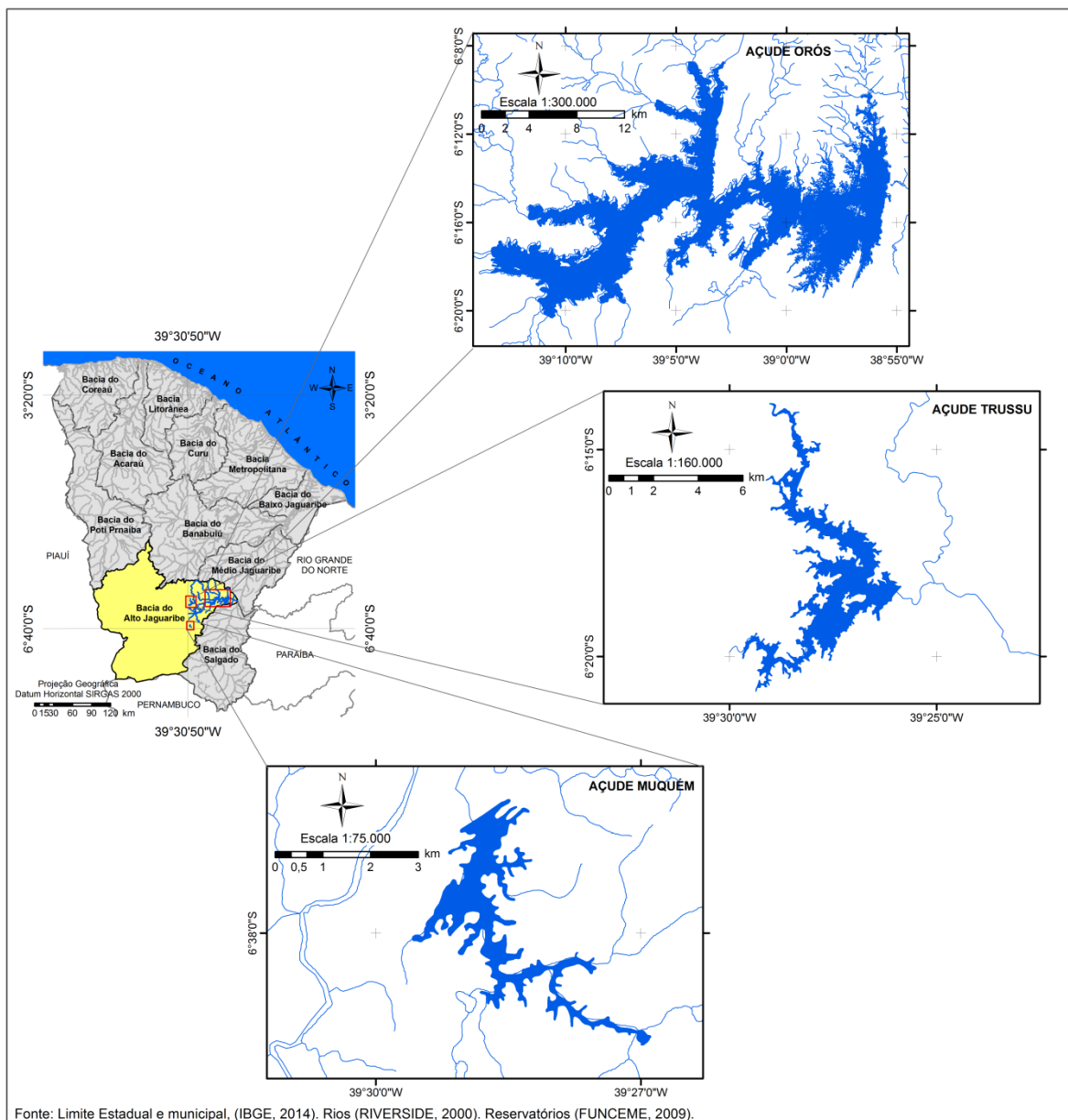
Todos os pigmentos algais têm sua absorção máxima entre 400 e 700 nm – região do espectro eletromagnético conhecida como radiação fotossinteticamente ativa – e o comportamento espectral desses diferentes pigmentos forma padrões característicos de absorção e de reflectância.

4 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

4.1 Caracterização e localização geográfica das áreas de estudo

As áreas de estudo onde esta pesquisa foi desenvolvida compreendem os reservatórios superficiais Orós, Trussu e Muquém, localizados na bacia do Alto Jaguaribe, parte sudoeste do estado do Ceará (Figura 9).

Figura 9 – Localização geográfica dos açudes Orós, Trussu e Muquém, na bacia do Alto Jaguaribe, estado do Ceará

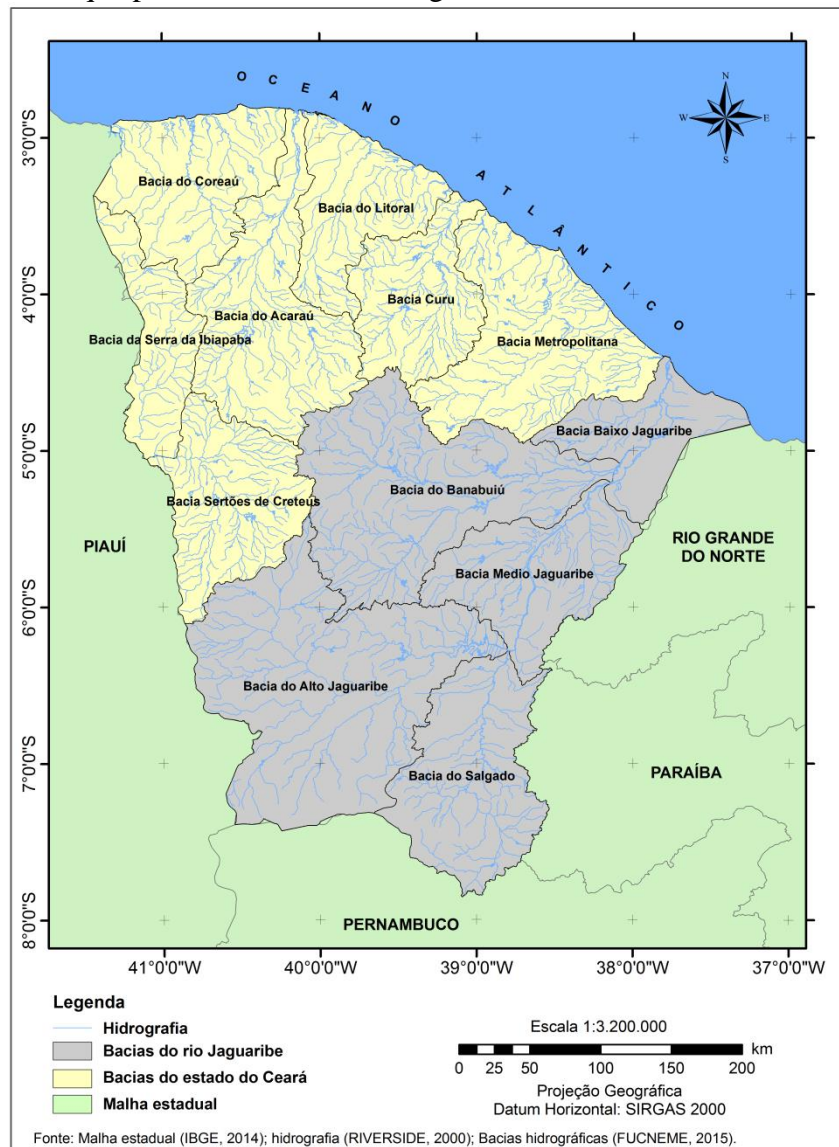


Fonte: Elaborada pelo autor.

4.2 Aspectos gerais da bacia do Alto Jaguaribe

O rio Jaguaribe tem um percurso de aproximadamente 633 km, desde a sua nascente na Serra da Joanhina no município de Tauá, até a sua foz no Oceano Atlântico (SILVA *et al.*, 2006) e, a sua bacia hidrográfica compreende boa parte do território cearense sendo subdividida em outras cinco bacias hidrográficas, para efeito de planejamento e gestão: Alto rio Jaguaribe, Médio rio Jaguaribe, Baixo rio Jaguaribe, rio Salgado e rio Banabuiú. Juntas, essas bacias ocupam uma área de 73.043 km², o que corresponde a cerca de 49% do território do Estado (FUCK JÚNIOR, 2008), Figura 10.

Figura 10 – Bacias hidrográficas do estado do Ceará, com destaque para as bacias do rio Jaguaribe

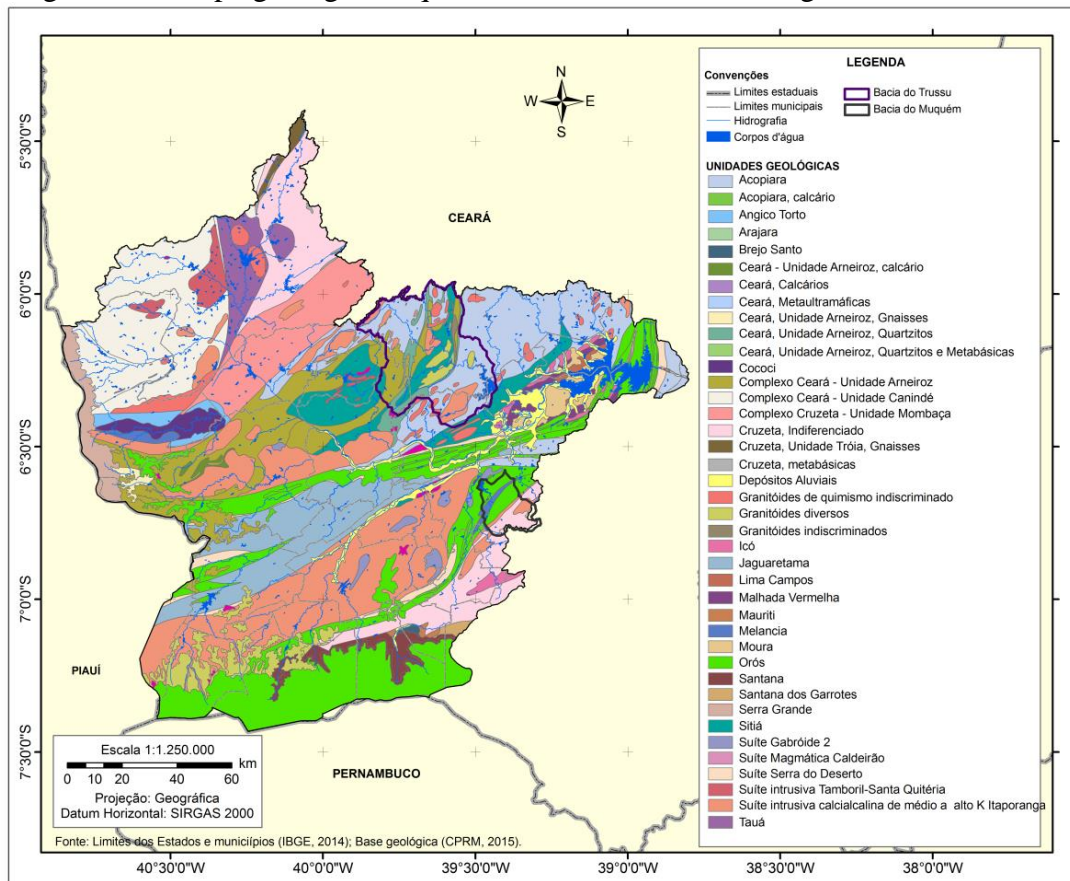


Fonte: Elaborada pelo Autor.

4.2.1 Geologia

A geologia da bacia do Alto Jaguaribe é formada por rochas do embasamento cristalino pré-cambriano (81,28%), representado por gnaisses e migmatitos diversos, quartzitos e metalcalcários, 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; das coberturas de idade terciária constituídas de areia, argilas e cascalhos e das quaternárias (aluviais), formadas por areias, siltes, argilas e cascalhos, que se distribuem ao longo dos principais cursos d'água que drenam a bacia (Figura 11).

Figura 11 – Mapa geológico esquemático da bacia do Alto Jaguaribe, Ceará



Fonte: Elaborado pelo autor, a partir da base de dados da CPRM.

4.2.2 Declividade

A bacia do Alto Jaguaribe possui altitudes que variam de pouco menos de 200 m (município de Orós) até mais de 900 m (município de Santana do Cariri) (CEARÁ, 2009).

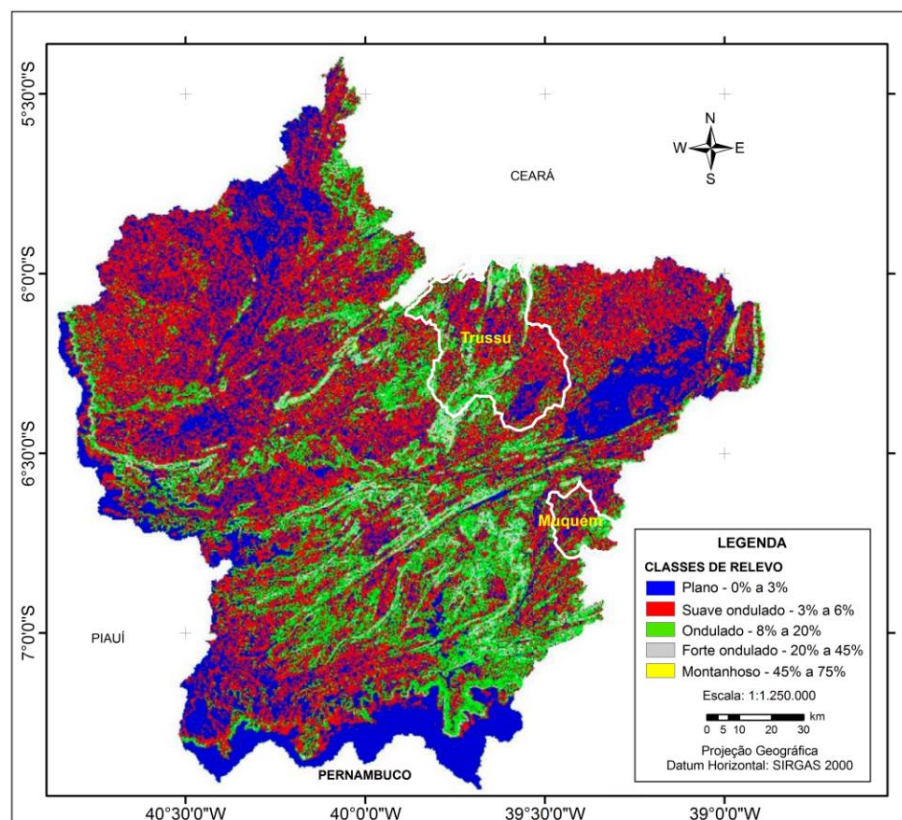
Segundo mapeamento da declividade da região realizado por Araújo *et al.* (2012), bacia apresentou 45,7% de sua área com declividade entre 3 e 8%, sendo classificada como suave ondulado, já que não apresentou áreas com declividade escarpada, ou seja, acima de 75% de declividade, conforme pode ser avaliado na Tabela 5 e Figura 12.

Tabela 5 – Área correspondente às classes de declividade e relevo obtidas na bacia do Alto Jaguaribe-Ceará

Declividade	Classes de relevo	Área (%)	Área (km ²)
0% a 3%	Plano	20,88	7.271,20
3% a 8%	Suave ondulado	45,77	11.137,80
8% a 20%	Ondulado	19,57	4.761,70
20% a 45%	Forte ondulado	4,7-6	1.135,90
45% a 75%	Montanhoso	0,12	29,16
< 75%	Escarpado	0,00	0,00
-	-	100,00	24.336,00

Fonte: Araújo *et al.* (2012).

Figura 12 – Distribuição espacial das classes de relevo da bacia do Alto Jaguaribe, Ceará

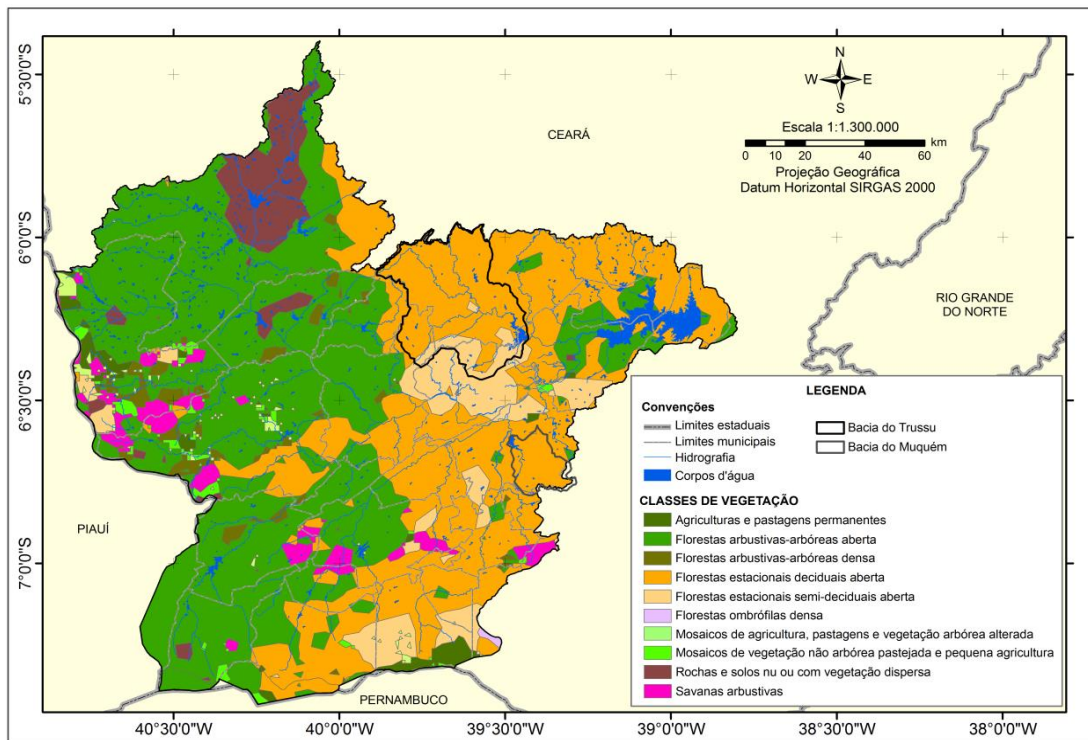


Fonte: Adaptada de Araújo (2013).

4.2.3 Cobertura vegetal

O tipo de vegetação predominante na bacia do Alto Jaguaribe é a Savana Estépica (Caatinga) com a Caatinga Arbórea aparecendo na maior área da bacia e a Caatinga Arbustiva Densa na microrregião de Iguatu. No geral, a vegetação na bacia se encontra fortemente degradada e, em parte destituída de suas condições original, tanto fisionômica quanto florístico. Nas planícies fluviais encontram-se as matas ciliares, também bastante degradadas e, em alguns pontos da área encontram-se nitidamente constatadas as evidências dos processos de desertificação (BRASIL, 1996; FUCK JÚNIOR, 2008; CEARÁ, 2009). A Figura 13 retrata a distribuição da cobertura vegetal da bacia do Alto Jaguaribe, de acordo com a base de dados do Mapa da Cobertura Vegetal do Brasil, disponibilizado através da Embrapa Monitoramento por Satélite – CNPM (2011).

Figura 13 – Mapa das classes de vegetação existentes na bacia do Alto Jaguaribe, Ceará



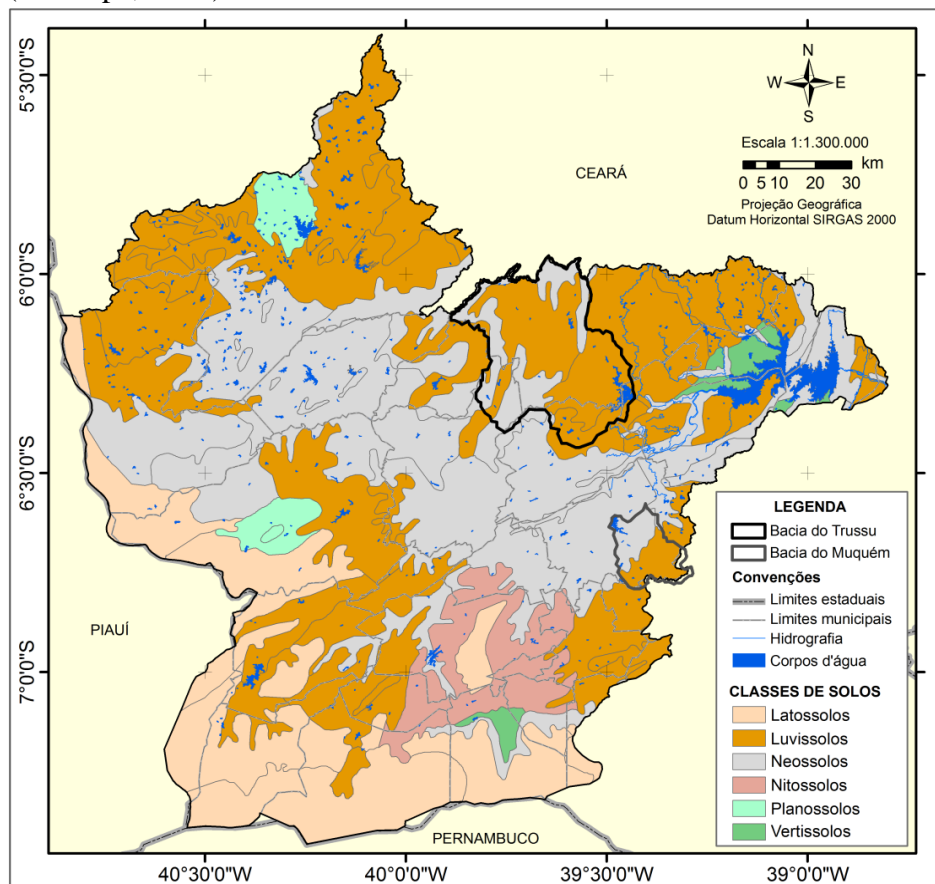
Fonte: Elaborada pelo autor a partir da base de dados do Mapa da Cobertura Vegetal do Brasil, disponibilizado pela Embrapa Monitoramento por Satélite – CNPM.

4.2.4 Solos

Em função das variações geológicas existentes na bacia, aparece na mesma uma grande variedade de solos, com predominância dos Latossolos (solos profundos e com bom

potencial agrícola – com uso de fertilizantes, mas susceptíveis à erosão) na parte Sul da bacia, onde se encontra a Chapada do Apodi. Nas demais áreas, aparecem os Neossolos Litólicos (solos medianamente profundos e moderadamente ácidos, porém pedregosos e susceptíveis à erosão), além de manchas de Argissolos Eutróficos (solos medianamente profundos e com grande potencial agrícola). Nos níveis aplainados dos sertões surgem os Planossolos Hálicos e Vertissolos e, nas planícies dos rios e riachos, onde são comuns problemas de baixa fertilidade e de salinização, predominam os Neossolos Flúvicos. A adaptação da base de solos de Jacomine *et al.* (1973) (Figura 14) demonstra a distribuição dos tipos de solos na bacia do Alto Jaguaribe, de acordo com a atualização da nomenclatura em Embrapa (2006).

Figura 14 – Mapa de distribuição dos solos da sub-bacia do Alto Jaguaribe/Ce, segundo a Nova Classificação Brasileira de Solos (Embrapa, 2006).



Fonte: Elaborado pelo autor, a partir de Jacomine *et al.* (1973).

O maior percentual de classe de solos no Alto Jaguaribe são os Luvisolos (antigo Podzólico Vermelho Amarelo e Bruno não Cálcico) com 40,31% seguidos dos Neossolos (Litólicos e Aluviais) com 33,46. Com um percentual de 1,24%; os Vertissolos aparecem em menor quantidade na bacia do Alto Jaguaribe.

Os solos apresentados na Figura 14 são assim caracterizados de acordo com a Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – CPRM (BRASIL, 2005) e a Agência Embrapa de Informação Tecnológica – AGEITEC (2014): Os Latossolos compreendem solos minerais, não hidromórficos, com horizonte B latossólico imediatamente abaixo de qualquer um dos tipos de horizonte A. São solos em avançado estágio de intemperização, muito evoluídos, resultante de enérgicas transformações no material constitutivo. Normalmente são muito profundos, com espessura do *solum* em geral superior a dois metros, de elevada permeabilidade e comumente bem acentuadamente drenados. Apresentam sequência de horizontes do tipo A, Bw, C, com reduzido incremento de argila em profundidade.

São solos com elevada porosidade e dada a relação direta da capacidade do solo de armazenar e transmitir líquido com a geometria do sistema poroso, os Latossolos apresentam excelente permeabilidade interna, excessiva ou muito rápida, garantindo a maior resistência aos processos erosivos entre as classes de solos. Nos relevos mais suavizados podem ser classificados como de baixa susceptibilidade a erosão. Os Latossolos diferenciam-se em segundo nível categórico em função de características de cor e, no nível subsequente, quanto à saturação por bases e teor de óxidos de ferro pelo ataque sulfúrico.

Já os Luvisolos são normalmente rasos a pouco profundos (60 a 120 cm) com horizonte B textural (horizonte resultante de acumulação ou concentração absoluta ou relativa de argila decorrente de processos de iluviação e/ou formação *in situ*) de cores vivas e argila de atividade alta, apresentando horizonte A fraco, de cor clara, pouco espesso, maciço ou com estrutura fracamente desenvolvida. São moderadamente ácidos a neutros, com elevada saturação por bases. Apresentam frequentemente revestimento pedregoso na superfície (pavimento desértico) ou na massa do solo e normalmente possuem uma crosta superficial de 5 a 10 mm de espessura, além de altos teores de silte. São altamente susceptíveis aos processos erosivos, em virtude da grande diferença textural entre o horizonte A e o horizonte B.

São solos de elevado potencial nutricional, decorrente das altas quantidades de nutrientes disponíveis às plantas e de minerais primários facilmente intemperizáveis e são ricos em bases trocáveis, especialmente o potássio. Ocorrem em relevo suave ondulado, o que facilita o emprego de máquinas agrícolas, podendo também ocorrer em relevo mais movimentado, podendo chegar a forte ondulado. As áreas onde estes solos ocorrem são bastante deficientes em água, sendo este o principal fator limitante para o uso agrícola. Estes solos ocupam grandes extensões nos estados do Ceará, Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do

Norte. As áreas onde são predominantes perfazem um total de 98.938 km² e constituem 13,3% da região semiárida.

Aqueles solos constituídos por material mineral, ou por material orgânico pouco desenvolvidos são os Neossolos. São caracterizados por pela ausência de horizonte B diagnóstico. Os Neossolos Litólicos, classe do segundo nível categórico que predomina nas regiões semiáridas, classe envolve solos minerais pouco desenvolvidos, rasos, constituídos por um horizonte A assentado diretamente sobre a rocha, ou sobre um horizonte C ou B pouco espesso, e apresentam contato lítico dentro de 50 cm da superfície do solo, o que de acordo com o sistema de classificação anteriormente adotado no Brasil permite enquadrá-los no conceito de Solos Litólicos. Devido a pouca espessura, é comum possuírem elevados teores de minerais primários pouco resistentes ao intemperismo, assim como cascalhos e calhaus de rocha semi-intemperizada na massa do solo.

São predominantemente distróficos com saturação de bases inferior a 50%. A pequena profundidade efetiva do solo limita o desenvolvimento radicular da maioria das plantas cultivadas. O horizonte A é, normalmente, de textura média ou argilosa, porém é frequente a ocorrência de pedregosidade e de rochosidade nestes solos. São muito susceptíveis à erosão em virtude da espessura reduzida e do relevo onde se localizam. Compreendem terras de pequena aptidão agrícola e são solos mais indicados para preservação da flora e da fauna. Ocorrem geralmente áreas de relevo mais movimentado, em geral associados com Neossolos Regolíticos e Cambissolos.

Os Nitossolos são solos constituídos por material mineral que podem apresentar alta (eutróficos) ou baixa (distróficos) fertilidade natural, acidez ligeiramente elevada e teores variáveis de alumínio. Nas áreas mais planas, os Nitossolos, principalmente os de maior fertilidade natural e de maior profundidade, apresentam alto potencial para o uso agrícola. Já em ambientes de relevos mais declivosos, apresentam alguma limitação para uso agrícola relacionada à restrição a mecanização e à susceptibilidade à erosão. Têm textura argilosa ou muito argilosa e em geral são moderadamente ácidos a ácidos.

Planossolos ocorrem tipicamente em áreas de cotas baixas, planas a suave onduladas. São, geralmente, pouco profundos, com horizonte superficial de cores claras e textura arenosa ou média (leve), seguido de um horizonte B plânico (horizonte característicos dos planossolos), de textura média, argilosa ou muito argilosa, adensado, pouco permeável, com cores de redução, decorrente de drenagem imperfeita, e responsável pela formação de lençol suspenso temporário. Geralmente, apresentam alta CTC, elevada saturação por bases e sorção de Na, com PST (percentagem de saturação total) entre 8 e 20%, nos horizontes B ou

C. Ocorrem muitas vezes com componentes secundários em muitas áreas de Luvisolos. Estes solos ocupam grandes extensões na região, sobretudo na zona do Agreste de Pernambuco e áreas de clima similar ao dos estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Alagoas, Bahia, Sergipe e Paraíba. As áreas onde predominam estes solos perfazem um total de 78.500 km² e constituem 10,5% da região semiárida.

Quanto aos Vertissolos caracterizam-se por serem solos minerais não hidromórficos ou com séria restrição temporária à percolação de água, com 30% ou mais de argila ao longo do perfil, e que apresentam pronunciada mudança de volume de acordo com a variação do teor de umidade. Têm como feições morfológicas características a presença de fendas de retração largas e profundas que se abrem desde o topo do perfil, nos períodos secos, superfícies de fricção (*slickensides*) em seções mais internas do perfil portadoras de unidades estruturais grandes e inclinadas em relação ao prumo do perfil. Estes solos ocorrem em áreas planas, suavemente onduladas, depressões e locais de antigas lagoas. No Semiárido destacam-se as áreas de Juazeiro e Baixio de Irecê na Bahia, Souza na Paraíba e outras distribuídas esparsamente por vários estados. As áreas onde predominam estes solos perfazem um total de 10.187 km² e constituem 1,3 % da região semiárida.

4.2.5 Uso e ocupação do solo

No ano de 1999, a Companhia de Gestão de Recursos Hídricos – COGERH realizou um levantamento dos usos e ocupação do solo da bacia do Alto Jaguaribe e identificou as seguintes classes: Área Irrigada, Caatinga densa, Caatinga arbustiva, Açudes, Área Agrícola, Solo exposto, Área antropizada, Macrófitas, Mata ciliar, Área urbana e Nuvem e sem dados. No referido estudo a Caatinga arbustiva, com 39,29% ocupava a maior parte da área, seguida da Caatinga densa, com 23,19%. As áreas agrícolas e solo exposto registravam, respectivamente 4,96 e 0,79% de ocupação da Bacia.

Segundo levantamento realizado por Gatto (2009), a principal utilização do solo na bacia do Jaguaribe (Alto, Médio e Baixo) está ligada à atividade econômica agrícola. O autor destaca ainda que a pecuária situa-se como atividade paralela à agricultura e, que a agricultura tradicional é amplamente praticada na bacia, caracterizada pela cultura de sequeiro, culturas de ciclo curto, predominando o milho e o feijão entre as demais. São cultivadas, sobretudo na estação chuvosa, podendo ser encontradas a solteiro, ou consorciadas, aproveitando-se de uma forma geral dos terrenos mais baixos, onde se acumula mais água.

4.2.6 Recursos hídricos

4.2.6.1 Recursos hídricos superficiais

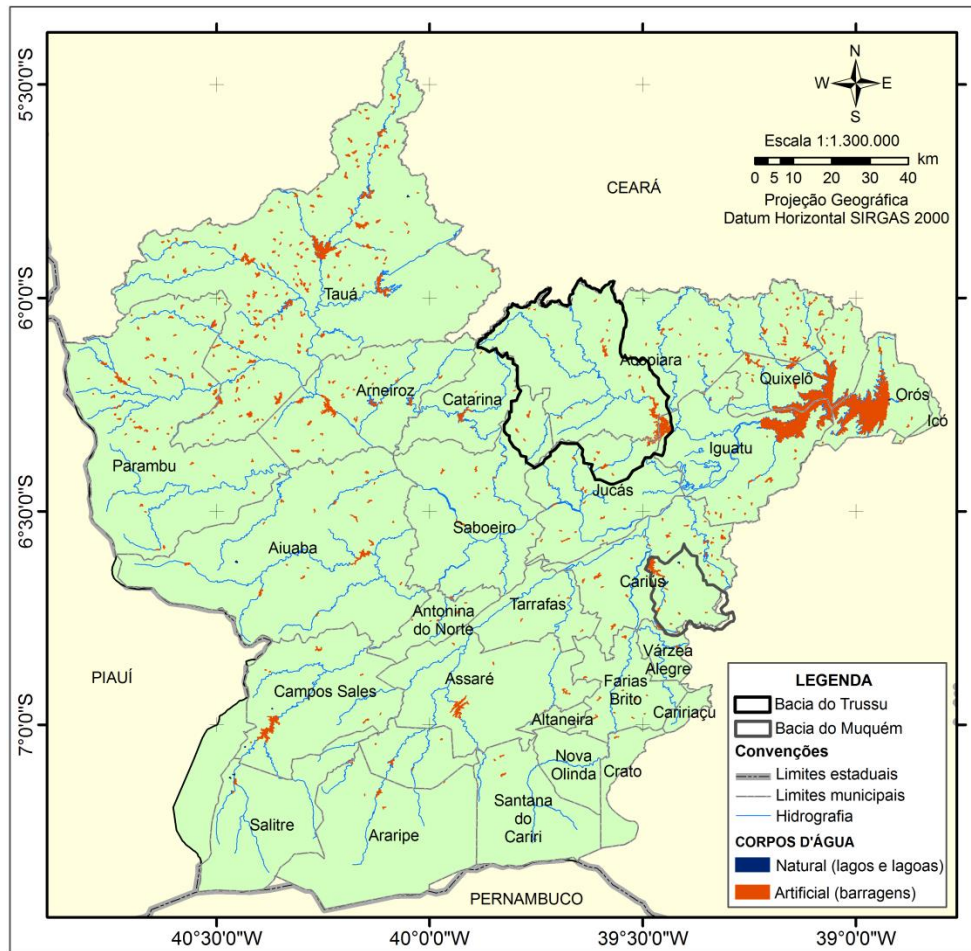
O rio Jaguaribe tem sua nascente na Serra da Joanhina, no município de Tauá e percorre um trajeto de aproximadamente 610 km até a sua desembocadura no Oceano Atlântico, na cidade de Fortim.

O sistema de açudagem da bacia do Alto Jaguaribe é composto por pequenas bacias hidrográficas, haja vista que os cursos d'água são barrados relativamente próximos às suas nascentes (devido à intermitência e aos seus pequenos volumes), bem como por pequenas bacias hidráulicas (diminutas capacidades de armazenamento), pois as barragens são construídas apenas em terrenos onde há pequenos maciços residuais cristalinos e seus entornos, onde o relevo é favorável à açudagem (acumulação superficial de água). Mesmo assim, essa bacia possui uma grande quantidade de acumulação no tocante a águas superficiais no estado do Ceará.

Dentre os principais reservatórios dessa bacia destacam-se: o açude Orós, responsável por 70% do total armazenado nessa bacia, além dos açudes Trussu, Arneiroz II, Canoas, Poço da Pedra e Várzea do Boi. Junto aos reservatórios artificiais a água das lagoas assume considerável importância como a lagoa do Baú e do Barro Alto, no município de Iguatu. Importante ressaltar que mesmo sendo o Orós, o maior reservatório localizado no Alto Jaguaribe, sua contribuição como fonte hídrica nessa bacia é insignificante, pois o mesmo se localiza no trecho final da bacia, constituindo-se como importante fonte hídrica para o Médio e o Baixo Jaguaribe, garantindo a perenização do rio Jaguaribe até o mesmo chegar ao açude Castanhão, além de contribuir também para o açude Lima Campos, na bacia do Salgado (CEARÁ, 2009).

Na Figura 15 visualiza-se a distribuição espacial, na bacia do Alto Jaguaribe, dos corpos d'água naturais e artificiais – lagos e lagoas, com espelho d'água com área a partir de 5 hectares.

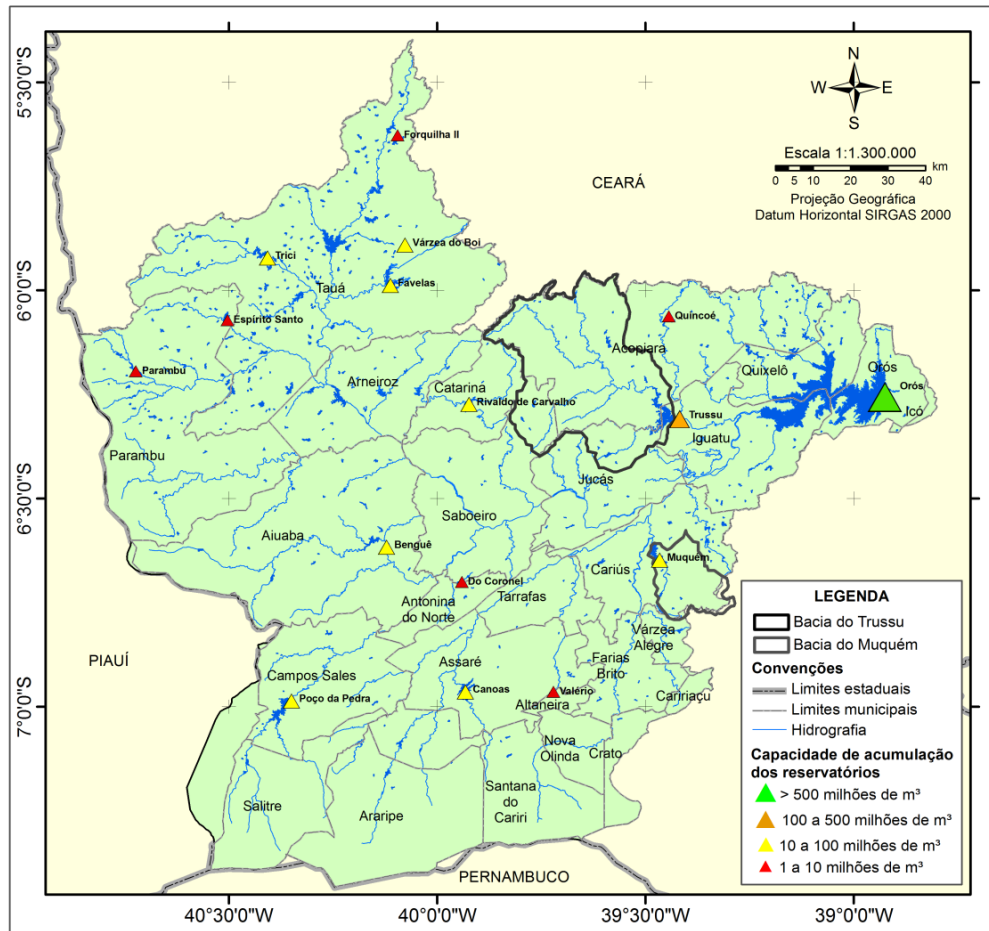
Figura 15 – Distribuição espacial dos corpos d'água superficiais, natural e artificial, na bacia do Alto Jaguaribe, Ceará



Fonte: Elaborada pelo autor, a partir da base de dados do Mapeamento dos Espelhos d'água do Brasil (BRASIL, 2008).

Dos reservatórios que estão na bacia do Alto Jaguaribe, 19 são monitorados pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos – COGERH, sendo eles: Arneiroz II, Benguê, Canoas, Do Coronel, Espírito Santo, Favelas, Faé, Forquilha, Muquém, Parambu, Pau Preto, Poço da Pedra, Quincoé, Rivaldo de Carvalho, Trissi, Trussu, Valério e Várzea do Boi (Figura 16).

Figura 16 – Capacidade de acumulação dos principais corpos d'água monitorados pela COGERH, na bacia do Alto Jaguaribe



Fonte: Elaborada pelo autor, a partir de dados da COGERH (2003).

Segundo a COGERH a qualidade das águas desses reservatórios, no que referem ao enriquecimento por nutrientes, crescimento de algas e macrófitas e, conseqüente estado trófico, é bastante variável, uma vez que o mesmo está relacionado com o período das chuvas e o quanto dessa água é renovada anterior à coleta de água. Quanto ao uso para a irrigação, essas águas apresentam baixo risco de sodicidade e salinidade baixa a média. Para o consumo humano, com exceção dos açudes Favelas e Poço da Pedra, os demais não apresentam restrição no quesito salinidade, estando a mesma abaixo do limite estabelecido pelo Ministério da Saúde.

4.2.7 Clima

Aproximadamente 95% do território cearense são dominados pelo clima semiárido quente o que integra quase todo o Estado ao Polígono das Secas. Segundo a classificação climática de Köppen, o Ceará apresenta três tipos de clima: BSw'h', Aw' e Cw',

ocorrendo uma predominância em aproximadamente 80% como BSw'h' (semiárido) (CAITANO, LOPES, TEIXEIRA, 2011).

As chuvas, por sua vez, são reduzidas e escassas diferindo da mesma forma, de região para região. Em alguns pontos o índice pluviométrico registrado fica abaixo dos 1.000 mm e em alguns 600 mm (bacia do rio Caxitoré). Em outros, como no vale do Cariri, Serra de Uruburetama e Baturité e Chapada da Ibiapaba as chuvas ocorrem com mais frequência, em índices superiores a 1.000 mm. Nestas serras e chapadas as chuvas são mais regulares e com período mais longo, tornando as temperaturas nestas áreas mais amenas.

Já na bacia do Alto Jaguaribe o clima é do tipo BSw'h', semiárido quente com precipitações máximas ocorrendo no outono, e temperatura média mensal sempre superior a 18 °C (CEARÁ, 1992).

4.2.7.1 *Precipitação pluviométrica e evaporação*

No clima semiárido o regime das chuvas é marcado pela escassez, acentuada irregularidade espaço-temporal e longos períodos de estiagem, em que a maior precipitação pluviométrica geralmente, ocorre em três meses, com média anual inferior a 800 mm. Tais características resultam na ocorrência frequente de dias sem chuvas, os veranicos, e, conseqüentemente, em eventos de seca. Essa acentuada variabilidade das chuvas na Região Nordeste está associada a variações padrões de Temperatura da Superfície do Mar (TSM) sobre os oceanos tropicais e que afetam a posição e intensidade da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) sobre o Atlântico, além das anomalias de temperatura observadas no Pacífico, que resultam em anos com La Niña e/ou El Niño (AGEITEC, 2012).

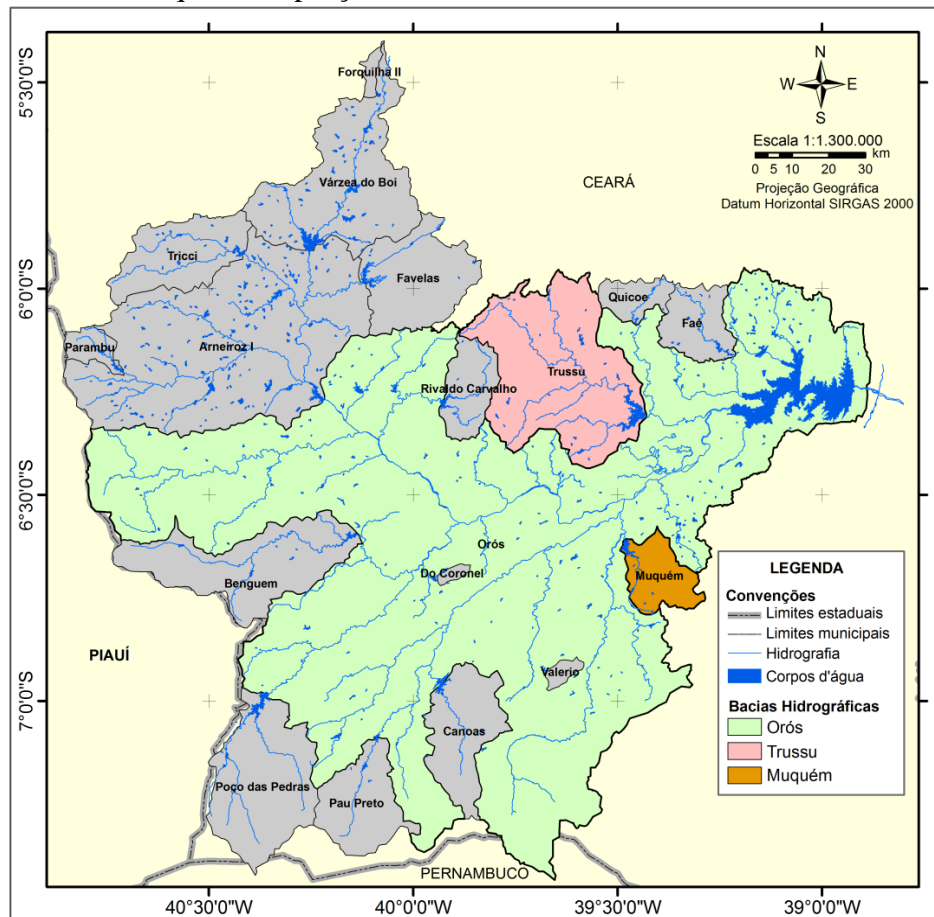
Além da baixa precipitação observa-se ainda a elevada disponibilidade de radiação solar, associada à irregularidade do regime pluviométrico, contribuindo para o aumento das taxas de evaporação, as quais variam de 1.000 a 2.000 mm ano⁻¹; e podem chegar a 3.000 mm ano⁻¹ em algumas regiões no interior do Nordeste. As altas taxas de evaporação, que ocorrem no semiárido brasileiro, tanto em superfícies livres de água (açudes, represas, etc.) como no solo, representam uma perda significativa na disponibilidade hídrica de uma região para o crescimento e o desenvolvimento das espécies. Nos açudes, o fenômeno da evaporação provoca perdas significativas de água, tanto em termos qualitativos quanto quantitativos (AGEITEC, 2012). Em termos gerais, a evaporação varia de 1.000 mm ano⁻¹ no litoral da Bahia e Pernambuco, atingindo 2.000 mm ano⁻¹ no interior, sendo que na área de Petrolina – PE, pode chegar a 3.000 mm ano⁻¹ (MOURA *et al.*, 2012). Molle (1989) em

pesquisas realizadas com base de dados de 11 postos distribuídos no semiárido e séries históricas variando entre 8 e 25 anos, constatou que a evaporação média anual medida em tanque classe “A” aproximou-se de 3,0 m, variando entre 2.700 a 3.300 mm, sendo que os valores mais elevados ocorrem nos meses de outubro a dezembro e mínimos de abril a junho.

4.3 Características gerais dos reservatórios estudados

Os açudes Orós, Trussu e Muquém têm suas bacias hidrográficas distribuídas sobre a bacia do Alto Jaguaribe conforme a Figura 17, a seguir.

Figura 17 – Espacialização das bacias hidrográficas dos açudes Orós, Trussu e Muquém, na porção sudoeste do estado do Ceará



Fonte: Adaptado de Araújo (2013).

4.3.1 Açude Orós

O açude público Orós (Barragem Juscelino Kubistchek) foi construído sobre o leito do rio Jaguaribe em 1961. Esse reservatório tem capacidade total de 1.940 hm³ (Tabela

6) e espelho d'água total de 187,73 km² (CEARÁ, 2009), abrangendo os municípios de Iguatu, Quixelô e Orós, localizando-se neste último o seu barramento.

Tabela 6 – Descrição das características morfométricas do açude Orós, no estado do Ceará

Localização	
Município do barramento	Orós
Coordenadas da barragem em UTM	E: 508.313; N: 9.310.493
Bacia hidrográfica	Alto Jaguaribe
Rio/riacho barrado	Rio Jaguaribe
Barragem	
Capacidade (hm ³)	1.940,00
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)	5.350

Fonte: Adaptada de Ceará (2013).

Mesmo estando localizado na bacia do Alto Jaguaribe, o Orós é considerado 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. Dentre os principais tributários do Orós destacam-se os riachos Faé e Madeira Cortada, na parte baixa do reservatório, o riacho Jiqui no terço médio e riacho Santarém, situado próximo à barragem – no município de Orós. Ao longo destes tributários Silva (2001) constatou que as principais atividades desenvolvidas são a agricultura, a pecuária e a pesca, com predomínio da agricultura em mais de 50% em relação às outras atividades realizadas.

O açude Orós é o segundo maior reservatório do estado do Ceará e tem grande importância para abastecimento de grandes centros urbanos (da bacia do Alto Jaguaribe e

região Metropolitana de Fortaleza), produção de alimento (através da técnica da irrigação), piscicultura, pecuária e recreação. No entorno do Orós encontram-se áreas de pastagens naturais e de manejo, com destaque para a capoeira e a rizinocultura (SOARES *et al.*, 2009), onde as atividades extrativistas e exploradoras das reservas naturais, como a agricultura, a pecuária e a mineração, refletem na cobertura vegetal primária fortemente descaracterizada, não só no entorno do açude, mas ao longo de sua bacia hidrográfica.

A Figura 18 traz uma foto aérea panorâmica da barragem e de parte do espelho d'água do açude Orós.

Figura 18 – Foto panorâmica do barramento e de parte do espelho d'água do açude Orós, no município de Orós/Ce



Fonte: Ceará (2013).

4.3.2 Açude Trussu

O açude público Trussu (Barragem Roberto Costa) foi concluído em 1996, tem uma capacidade de acumulação de 301 hm³ e controla uma bacia hidrográfica da ordem de 1.590 km², surgindo após o barramento do rio Trussu, cerca de 100 metros a jusante da confluência do riacho Areré a cerca de 3,5 quilômetros à montante da vila de Suassurana, no município de Iguatu – CE. O açude tem como finalidades primordiais a irrigação e regularização do rio a jusante, além do abastecimento d'água às populações ribeirinhas (PALÁCIO, 2004). De acordo com levantamento realizado pela Funceme em 2009 o espelho

d'água do açude Trussu possui área total de 1.625,64 hectares, sendo que demais características do reservatório podem ser visualizadas na Tabela 7. Na Figura 19 visualiza-se uma panorâmica espacial do barramento e de parte do espelho d'água do açude Trussu.

Tabela 7 – Descrição das características morfométricas do açude Trussu, no estado do Ceará

Localização	
Município do barramento	Iguatu
Coordenadas UTM	E: 452.102; N: 9.302.815
Bacia hidrográfica	Alto Jaguaribe
Rio/riacho barrado	Riacho Trussu
Barragem	
Capacidade (hm ³)	301,00
Bacia Hidrográfica (km ²)	1.590,00
Bacia Hidráulica (ha)	5.509,00
Vazão Regularizada (m ³ s ⁻¹)	4,20
Sangradouro	
Tipo	Soleira Espessa
Largura (m)	360,00
Cota da Soleira (m)	254,00
Tomada d'água	
Tipo	Galeria
Comprimento (m)	180,00
Diâmetro (mm)	1.000,00

Fonte: Adaptada de Ceará (2013).

Figura 19 – Foto panorâmica do barramento e de parte do espelho d'água do açude Trussu, em Iguatu/Ce



Fonte: Ceará (2013).

4.3.3 Açude Muquém

O açude Muquém foi concluído em 2000 e está localizado no município de Cariús-Ce. O reservatório tem capacidade de acumulação de 47,6 hm³, bacia hidrográfica de 295,2 km², hidráulica de 493 hectares (Tabela 8) e área de espelho d'água total de 372,02 hectares, segundo Ceará (2009). A Figura 20 traz uma visão panorâmica do barramento do açude Muquém, no município de Cariús e parte de seu espelho d'água.

Tabela 8 – Descrição das características morfométricas do açude Muquém, no estado do Ceará

Localização	
Município do barramento	Cariús
Coordenadas UTM	E: 446.673; N: 9.269.274
Bacia hidrográfica	Alto Jaguaribe
Rio/riacho barrado	Rio Muquém
Barragem	
Capacidade (hm ³)	47,64
Bacia Hidrográfica (km ²)	295,20
Bacia Hidráulica (ha)	493,00
Vazão Regularizada (m ³ s ⁻¹)	0,30
Sangradouro	
Tipo	Perfil Creager
Largura (m)	110,00
Cota da Soleira (m)	267,00
Tomada d'água	
Tipo	Galeria com controle a jusante
Comprimento (m)	90,00
Diâmetro (mm)	600,00

Fonte: Adaptada de Ceará (2013).

Figura 20 – Foto panorâmica do barramento e de parte do espelho d'água do açude Muquém, no município de Cariús/Ce



Fonte: Ceará (2013).

5 CAPÍTULO 1 – QUALIDADE DA ÁGUA E IMPACTOS ANTRÓPICOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS DE AÇUDES NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

RESUMO

A região semiárida do Brasil, caracterizada pela irregular distribuição temporal e espacial da pluviosidade é conhecida também pela quantidade de reservatórios superficiais. Nessa região, a qualidade das águas superficiais geralmente encontra-se em situação de poluição e degradabilidade, refletindo as condições de ocupação desordenada do solo e as ações antrópicas de suas bacias hidrográficas. Objetivou-se com este estudo avaliar a qualidade da água em reservatórios superficiais no semiárido brasileiro face a variabilidade da precipitação e o grau de antropização das bacias hidrográficas. Para tanto foram realizadas coletas de água nos açudes Orós, Trussu e Muquém, nos meses de agosto e dezembro/2012, abril, outubro e dezembro/2013, e março e junho/2014, classificados em períodos seco e chuvoso. Foram analisados os seguintes atributos limnológicos: condutividade elétrica, pH, turbidez, transparência, sólidos dissolvidos totais e clorofila-*a* e os resultados foram avaliados através de gráficos tipo boxplot, utilizando-se a comparação de médias através do teste t-Student. A significância dos atributos entre os reservatórios e entre as estações foi analisada através do teste de Tukey a 5%. Dados de antropização das bacias hidrográficas de pontos de coletas, para o período seco de 2013, foram utilizados para correlacionar os atributos limnológicos com a condição de uso do solo das bacias. As chuvas precipitadas nas áreas não foram suficientes para melhorar significativamente a qualidade das águas dos três açudes, sendo que no Orós ocorreram elevados teores de clorofila-*a* e turbidez em ambos os períodos. A antropização das áreas tem correlação com os atributos de qualidade da água, principalmente com o pH, nos três reservatórios. Os açudes apresentaram considerável grau de degradação em suas bacias sendo o Açude Orós o que está com maior percentual de degradação em contraste com o Açude Muquém que neste estudo apresentou-se em melhor situação. Dada a qualidade das águas e as condições de uso e ocupação das bacias hidrográficas, a sustentabilidade dos reservatórios da Bacia do Alto Jaguaribe pode ser apenas uma questão de tempo, haja vista que mesmo os reservatórios analisados sendo de idades diferentes apresentam condições acentuadas de antropização em suas bacias hidrográficas.

Palavras-chave: Área antropizada. Águas superficiais. Variabilidade espaço-temporal da precipitação

CHAPTER 1 – WATER QUALITY AND ANTHROPOGENIC IMPACTS IN THE WATERSHEDS OF SERVICE RESERVOIRS IN THE BRAZILIAN SEMI-ARID REGION

ABSTRACT

The semi-arid region of Brazil is characterized by the irregular temporal and spatial distribution of the rainfall. The large number of surface reservoirs is also common in this region. The quality of the surface water is usually in a situation of pollution and degradability and this reflects in the conditions of disordered occupation of the soil and the anthropogenic actions in the watersheds. This study aimed evaluate the water quality in surface reservoirs in the Brazilian semi-arid region according to variation of rainfall and the anthropisation of the watersheds. Water samples were collected at the Orós, Trussu and Muquém reservoirs during August and December of 2012, April, October and December of 2013, and March and June of 2014 (dry and rainy periods). The following limnological attributes were analysed: electrical conductivity, pH, turbidity, transparency, total dissolved solids and chlorophyll-*a*, with the results evaluated using box plots, and the mean values compared by Student's t-test. The significance of the attributes between the reservoirs and between the stations was analyzed through the Tukey test at 5%. Anthropogenic data from the watersheds contributing to the reservoirs were used to correlate limnological attributes with the condition of the watersheds during the dry period of 2013. Results showed that the The rainfall was not sufficient to significantly improve the water quality of the reservoirs, and in the Orós Reservoir high levels of chlorophyll-*a* and turbidity occurred during both periods. In Orós reservoir the high levels of chlorophyll-*a* and turbidity occurred in both seasons. The anthropization of the areas correlates with the attributes of water quality, mainly with pH, in the three studied reservoirs. The reservoirs presented a considerable level of degradation in their watersheds, with Orós being the one with the highest percentage of degradation in contrast to Muquem which in this study was better off. Anthropization of these areas has a direct influence on the water quality of the surface reservoirs of the Upper Jaguaribe, showing a correlation with the attributes of water quality, especially with pH. Total degradation of the surface waters of the Upper Jaguaribe Basin due to land use in the watersheds is just a matter of time.

Keywords: Anthropised area. Surface water. Spatial and temporal variability of precipitation.

5.1 Introdução

As zonas áridas e semiáridas representam um terço da cobertura terrestre do planeta, abrangendo cerca de 61 milhões de km², onde vive um quinto da população mundial (LEEMANS; KLEIDON, 2002; GALBALLY *et al.*, 2010). No Brasil, o semiárido tem extensão territorial de 980.133,079 km², abrange 1.135 municípios e nove estados (Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia e Minas Gerais) onde a população alcançou a marca de 22.598.318 habitantes em 2010, representando 11,85% da população brasileira (MEDEIROS *et al.*, 2012). Os ecossistemas aquáticos no semiárido brasileiro englobam lagos rasos naturais, reservatórios artificiais e rios e riachos intermitentes (BARBOSA *et al.*, 2012). Porém, em decorrência da irregularidade espacial e temporal das chuvas, o semiárido tem na construção dos reservatórios superficiais (açudes) de pequeno, médio e grande porte a sua maior disponibilidade hídrica (TOLEDO; ARAÚJO; ALMEIDA, 2014). No estado do Ceará são 4922 açudes com espelho d'água de área superior a 5 hectares (CEARÁ, 2009). Em termos quantitativos este número impressiona, caracterizando o Estado como um dos bem supridos de reservatórios hídricos superficiais; entretanto, em termos qualitativos as águas superficiais do Ceará apresentam preocupação. São águas deterioradas por processos de eutrofização que, em sua maioria, são causados por ações antrópicas e acentuados por condicionantes climáticas (ALBUQUERQUE; SOUZA, 2011).

Mesmo os corpos hídricos superficiais das regiões semiáridas tropical apresentando diferenciações entre si sob vários aspectos, eles contêm diversas propriedades em comum, podendo-se destacar: gradientes longitudinais e variações temporais de estado trófico, turbidez e salinidade controlados principalmente pelo volume de descarga fluvial e consequentemente pela descarga de nutrientes, sedimentos e pelo balanço hidrológico de precipitação pluviométrica irregular no espaço e no tempo e evaporação anual elevada (VILAR, 2009; TUNDISI, 2005). Monitorar continuamente a qualidade das águas superficiais é de suma importância. A amostragem de atributos físicos, químicos e biológicos que inferem na potabilidade das águas superficiais faz parte das técnicas de monitoramento da qualidade das águas interiores. Entretanto, o estudo da qualidade da água não pode ocorrer de forma dissociada de fatores físicos inerentes ao próprio reservatório como: tamanho, idade e localização do mesmo. Além disso, os caminhos que a água percorre até o reservatório também fará parte da identificação de sua qualidade, conforme ressaltam Araújo e Santaella (2003). Para Libânio (2008), as características da água advêm de processos que acontecem no próprio corpo hídrico e na sua bacia hidrográfica. Portanto, caracterizar a qualidade da água

de um corpo hídrico significa elaborar um panorama dos principais fatores ambientais na qual encontra-se inserido.

Estudos têm sido realizados procurando relacionar os atributos de qualidade das águas interiores como o uso e ocupação da área em seu entorno, bem como ao longo de suas bacias hidrográficas (BERTOSI, 2014; SILVA; AZEVEDO; ALVES, 2014; SOUZA; GASTALDINI, 2014; BARBOSA, 2012; COELHO; BUFFON; GUERRA, 2011; BONNET; FERREIRA; LOBO, 2008; TODESCHINI, 2004; TONG; CHEN, 2002; WANG, 2001; OMETO *et al.*, 2000; FERREIRA; MORETI, 1998). Ao analisar o uso e ocupação dos solos da hidrográfica contribuinte dos corpos d'água é possível traçar um perfil da composição das águas que compõem essa unidade, utilizando-se assim, uma importante ferramenta de suporte ao monitoramento da qualidade das águas superficiais. Baixa cobertura da vegetação nativa nas bacias proporciona o carreamento de grandes quantidades de solo, matéria orgânica e insumos agrícolas para o leito dos cursos d'água no período chuvoso, contribuindo significativamente com o aumento da concentração de sólidos e nutrientes na água dos mananciais (DONADIO; GALBIATTI; PAULA, 2005).

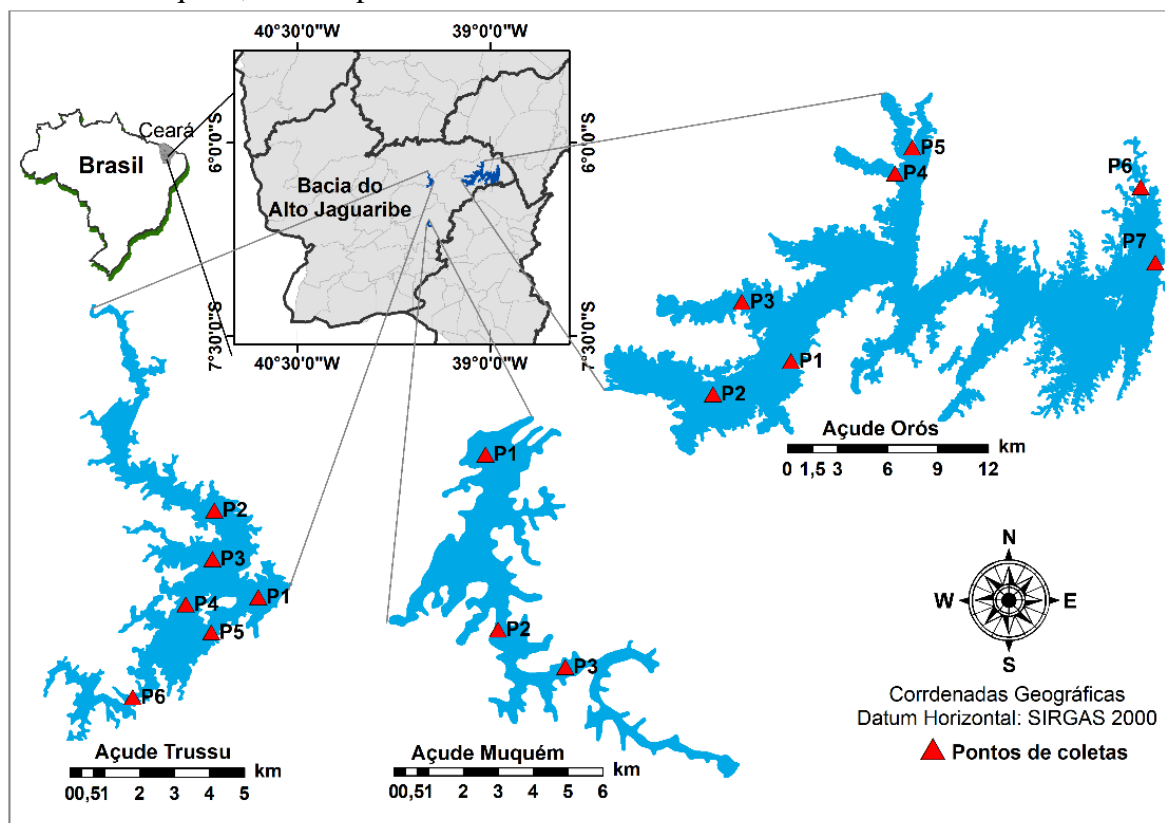
Sendo assim, objetivou-se com este estudo analisar a variação dos atributos de qualidade das águas superficiais da Bacia do Alto Jaguaribe, levando-se em consideração a sazonalidade da pluviosidade na região e o grau de antropização das bacias hidrográficas contribuintes dos reservatórios superficiais.

5.2 Material e métodos

5.2.1 Área de estudo

A área de estudo onde se efetuaram as coletas de dados limnológicos é a Bacia do Alto Jaguaribe (BAJ) (área de drenagem de 24.639 m²), localizada na porção sudoeste do estado do Ceará. Os açudes monitorados foram Orós (capacidade 1.940,00 hm³), Trussu (capacidade 301,00 hm³) e Muquém (capacidade 47,64 hm³) (Figura 21 e Tabela 9).

Figura 21 – Localização geográfica da Bacia do Alto Jaguaribe (BAJ) e dos açudes Orós, Trussu e Muquém, com os pontos de coletas



Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 9 – Características técnicas dos açudes Orós, Trussu e Muquém

Açude	Município da barragem	Ano de conclusão	Rio/riacho Barrado	Espelho d'água (ha) ⁽¹⁾	Capacidade (hm ³) ⁽²⁾
Orós	Orós	1961	Rio Jaguaribe	18.772,97	1.940,00
Trussu	Iguatu	1996	Rch. Trussu	1.625,64	301,00
Muquém	Cariús	2000	Rch. Muquém	372,02	47,64

Fonte: Elaborada pelo autor.

⁽¹⁾ Ceará (2009). ⁽²⁾ Ceará (2014).

5.2.2 Monitoramento, coleta e análise dos dados

Para o desenvolvimento deste estudo foram realizadas sete campanhas de campo nas seguintes datas: agosto e dezembro/2012, abril, outubro e dezembro de 2013, e março e junho/2014. Por trata-se de reservatórios de capacidades e espelhos d'água de dimensões diferentes (Tabela 9), o número de pontos de coletas variou para cada um deles, sendo: sete no Orós (P1 – P7), seis no Trussu (P1 – P6) e três no Muquém (P1 – P3).

Quanto à localização dos pontos de coletas em cada reservatório, procurou-se espacializá-los da seguinte forma: próximo à entrada dos principais tributários nos Açudes, próximo à montante do barramento e em torno das áreas de pisciculturas. Este último local escolhido por representar uma atividade que vem sendo desenvolvida com bastante intensidade nesses tipos de corpos hídricos da região, principalmente com a criação da tilápia (SEBRAE CE, 2015), e segundo pesquisas a forma como vem sendo conduzido o manejo da atividade tem impactado negativamente na qualidade das águas superficiais, principalmente no que se refere ao uso desse líquido para o consumo humano (SILVA, 2011; CRUZ; COSTA; BEZERRA, 2012).

Em cada campanha foram coletadas amostras de água para análise em laboratório, dos atributos físicos, químicos e biológicos e, *in loco* foram realizadas as leituras de pH, condutividade elétrica, turbidez e transparência de Secchi.

As coletas e as leituras foram feitas a uma profundidade de 0,30 m da superfície da água e o material coletado armazenado em garrafas de plástico opaco previamente lavadas. Em seguida, as garrafas eram identificadas e acondicionadas em caixas térmicas resfriadas, para posteriormente serem transportadas ao laboratório, onde eram realizadas as análises de acordo com APHA *et al.* (2005) e Jones (1979). Na Tabela 10 são apresentadas as metodologias analíticas utilizadas e as referências para os atributos analisados.

Tabela 10 – Atributos analisados, metodologias analíticas e referências

Atributos	Metodologias Analíticas	Referência
Turbidez (uT)	Turbidimétrico	
Condutividade Elétrica (dS m ⁻¹)	Conduvímétrico	
Transparência de Secchi (m)	Visualização em Disco de Secchi	APHA <i>et al.</i> (2005)
pH	Potenciométrico	
Sólidos Dissolvidos Totais – STD (mg L ⁻¹)	Filtração a vácuo com membrana de fibra de vidro 0,45µm de porosidade – Secagem a 103°C – 105°C	
Clorofila- <i>a</i> (µg L ⁻¹)	Espectrofotométrico – Extração a quente com Metanol	JONES, (1979)

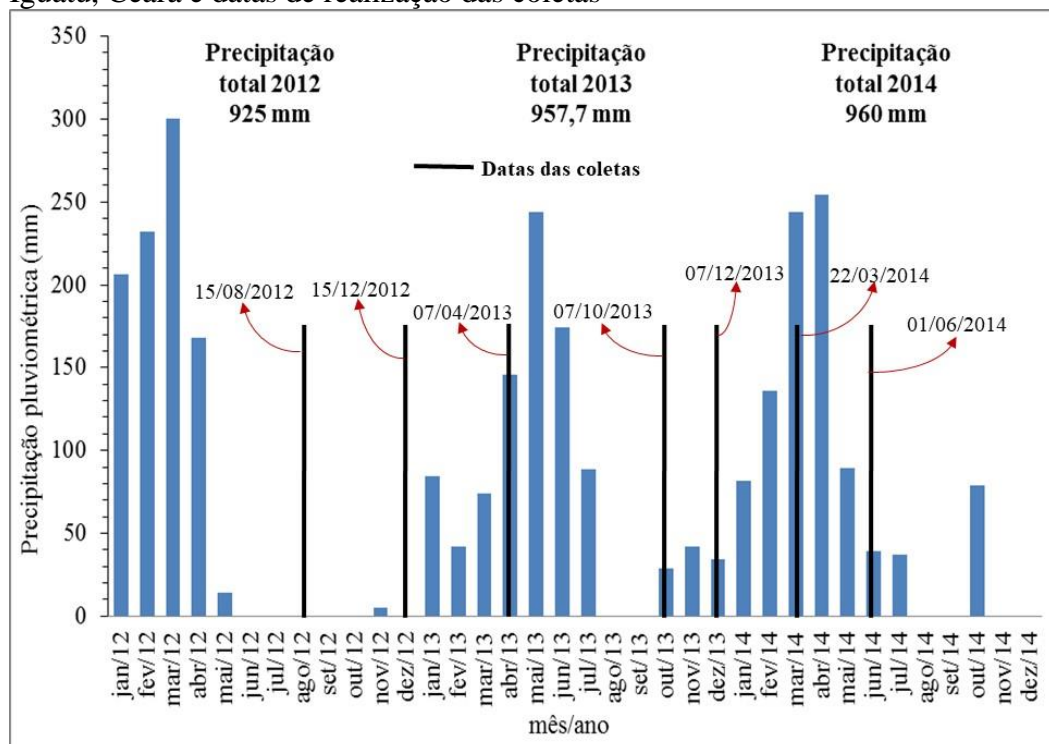
Fonte: adaptada de Lopes (2013).

Com relação à definição sobre quais campanhas representavam os períodos chuvoso e seco na região, tomou-se como representativas do período chuvoso aquelas realizadas nos meses de janeiro a maio e no mês de dezembro, conquanto que as campanhas realizadas nos demais meses foram consideradas como de período seco. O critério utilizado

para a determinação de quais meses são representativos desses períodos baseou-se na avaliação da distribuição dos dados pluviométricos mensais da série histórica de 30 anos (1984-2014) registrada no Posto de Iguatu; para tanto, considerou-se como os meses de período chuvoso aqueles onde a precipitação pluviométrica mensal foi maior ou igual a 50 mm e como período seco aqueles onde a pluviosidade mensal foi inferior a 50 mm. Critérios semelhantes para definição de períodos secos e chuvosos foram utilizados por Sansigolo (1996), Ceballos (1995), Barbosa (2002), Diniz (2005) e Ferreira *et al.* (2015).

Desta forma, na série histórica utilizada para este estudo, os períodos chuvoso e seco compreenderam, cada um, seis meses, distribuídos conforme se observa na Figura 22, a seguir.

Figura 22 – Precipitação pluviométrica mensal e total anual no município de Iguatu, Ceará e datas de realização das coletas



Fonte: Ceará (2014).

Os dados de pluviosidade registrados no município de Iguatu para o período das coletas, variou entre 925 mm e 960 mm (Figura 22), demonstrando que não ocorreu grande variação da quantidade total de chuva precipitada nos três anos. Entretanto, como uma característica climática da região é a distribuição irregular das chuvas no espaço e no tempo, obteve-se os seguintes acumulados para cada dois meses referentes às datas de realização das coletas: em agosto/2012, 0,0 mm; em dezembro/2012, 5,0 mm; em abril/2013, 134,0 mm; em

outubro/2013, 0,0 mm; em dezembro/2013, 71,0 mm; em março/2014, 134,0 mm, e em junho/2014, 343,0 mm.

A observação da distribuição temporal da precipitação na Figura 22, auxiliou como às investigações abordadas neste estudo. Típica da região semiárida brasileira ela mostra a irregularidade da distribuição das chuvas no ciclo anual, o que também interfere na qualidade das águas e na cobertura do solo pela vegetação (CIRILO; MONTENEGRO; CAMPOS, 2013; MOURA *et al.*, 2012).

Foi determinada a correlação entre os valores dos atributos clorofila-*a*, turbidez, transparência, condutividade elétrica e pH com o percentual de antropização das bacias contribuintes de alguns pontos de coletas nos três açudes. Os valores obtidos de pH, turbidez e clorofila-*a* foram comparados com os limites estabelecidos na Resolução nº 357/2005 do CONAMA para águas doces, de classes 1 a 3, e os limites da condutividade elétrica analisados de acordo com os adotados para a água de irrigação (AYERS; WESTCOT, 1999), Tabela 11.

Tabela 11 – Valores limites propostos dos atributos físico-químicos e biológico

Atributos físico-químicos e biológico	
CE (dS m ⁻¹) ^a	0,7 – 3,0
pH ^b	6,0 a 9,0
Turbidez (NTU) ^b	< 100
Clorofila- <i>a</i> (ug L ⁻¹) ^b	10 – 60

Fonte: Elaborada pelo autor.

^a Diretrizes propostas para águas de irrigação, segundo a FAO (AYERS; WESTCOT, 1999).

^b Diretrizes propostas para águas doces tipos I, II e III, segundo a Resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005).

5.2.3 Levantamento da antropização das bacias

Para classificar o uso e ocupação do solo e obter o grau de antropização das bacias hidrográficas contribuintes dos pontos de coletas no ano de 2013, utilizou-se das quatro imagens Landsat 8 – OLI referentes às órbita/ponto 217/64, 217/65, 218/64 e 218/65 datadas de 10/09/2013 e 19/09/2013. Após as correções atmosféricas e a combinação de bandas da imagem em RGB 543, efetuou-se a classificação supervisionada pelo método de máxima verossimilhança – MAXVER, utilizando-se o software ENVI 4.7 (MAIA, 2015).

Para a classe antropizada adotou-se as áreas que sofreram alguma intervenção humana, sendo caracterizadas por ocupação urbana (edificações, sistema viário, etc.), além de áreas desmatadas, solo exposto e áreas com atividades agropecuárias de sequeiro. Os locais nas imagens representativos dessa classe foram escolhidos manualmente tomando-se uma quantidade considerável de pixels como sendo as amostras de treinamento.

Realizada a classificação, os arquivos raster contendo as informações da classe antropizada das bacias foram transformados em vetores, que foram convertidos em arquivos shapefile obtendo-se assim os cálculos das áreas antropizadas em cada bacia, por meio do *software* ArcMap 9.3[®]. Sobre o resultado da classificação foram adicionados os vetores dos três reservatórios e os mapas foram confeccionados.

5.2.4 Análise estatística dos dados

Para análise das características comportamentais dos atributos aplicou-se a estatística descritiva dos dados através do gráfico tipo *Boxplot* para os atributos coletados nos três reservatórios, para as estações chuvosa e seca, utilizando-se o software estatístico IBM[®] SPSS[®] Statistics 20 for Windows[®]. Com o boxplot é possível se conhecer as características e o comportamento dos parâmetros estudados, sua tendência central (mediana), a variabilidade de seus valores (amplitude, extremos, discrepantes) e quartis e intervalos interquartílicos. As posições relativas da mediana, primeiro e terceiro quartil dão uma noção da assimetria da distribuição. Os comprimentos das caudas são dados pelas linhas que vão do retângulo aos valores discrepantes (ARAÚJO NETO *et al.*, 2014).

Após os processos de normalização dos dados, a significância estatística dos atributos foi obtida através do teste *t*-Student para amostras independentes, e a diferença entre os açudes e entre os períodos seco e chuvoso foi testada utilizando-se o teste de Tukey ao nível de 5% de significância.

5.3 Resultados e discussão

5.3.1 Qualidade das águas dos reservatórios estudados

A concentração média, o desvio padrão e a variação dos atributos condutividade elétrica (CE), pH, transparência, turbidez, sólidos totais dissolvidos (STD) e clorofila-*a*, das

águas dos Açudes Orós, Trussu e Muquém, para os períodos chuvoso e seco estão na Tabela 12. Para uma melhor discussão dos resultados apresentados na Tabela 12, são apresentados na Tabela 11 os valores limites dos atributos limnológicos, conforme a Resolução nº 357/2005 do CONAMA, para águas doces, de classes 1 a 3, que são aquelas que podem ser destinadas ao consumo humano e à irrigação, observando algumas diretrizes. Os limites da condutividade elétrica foram de acordo com os adotados para a água de irrigação (AYERS; WESTCOT, 1999).

Os valores de condutividade elétrica nas águas dos açudes Orós, Trussu e Muquém variaram de 0,120 a 0,334 dS m⁻¹, portanto dentro dos limites propostos para águas destinadas à irrigação (0,7 a 3,0 dS m⁻¹) (Tabela 11). Na variação da CE, o menor valor encontrado foi no Orós, durante o período chuvoso e o maior no Trussu, no período seco (Tabela 12). A avaliação condutividade elétrica na água é importante porque se trata um dos meios mais utilizados para quantificação da salinidade, embora este parâmetro não determine especificamente quais íons estão presentes em determinada amostra de água. De acordo com Esteves (1988), a condutividade elétrica da água é uma das principais variáveis por fornecer informações tanto sobre o metabolismo do sistema aquático quanto da própria bacia de drenagem, podendo contribuir para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais que ocorram na bacia, ocasionados por lançamentos de resíduos industriais, mineração, esgotos, etc., constando como importante parâmetro de monitoramento para indicativo de mudanças no corpo hídrico.

O pH dos três sistemas estudados apresentou variação abaixo da faixa dos limites estabelecidos para águas doces segundo o CONAMA (BRASIL, 2005). A variação foi entre 5,30 (Açude Muquém) e 8,99 (Açude Orós), ambos no período seco. Variações no pH podem desencadear problemas nos reservatórios: em pH muito básico (> 8,0) tende a ocorrer a solubilização da amônia tóxica na água, metais pesados e outros sais e ainda precipitar sais de carbonato; em oposição, níveis de pH mais ácidos (< 6,0) atuam aumentando as concentrações de dióxido de carbono e ácido carbônico.

Tabela 12 – Concentração média, desvio padrão e variação dos atributos físico-químicos e biológico nas águas dos açudes Orós, Trussu e Muquém, nos períodos chuvoso e seco

		Açude Orós (P1 – P7)		Açude Trussu (P1 – P6)		Açude Muquém (P1 – P3)	
		Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso	Período seco
CE (dS m ⁻¹)	Média ± DP	0,233 ± 0,069	0,212 ± 0,057	0,301 ± 0,042	0,284 ± 0,043	0,193 ± 0,032	0,175 ± 0,014
	Variação	0,120 – 0,328	0,150 – 0,301	0,231 – 0,332	0,177 – 0,334	0,120 – 0,230	0,154 – 0,190
	N	13	14	18	18	11	9
pH	Média ± DP	8,23 ± 0,355	7,95 ± 0,758	7,56 ± 0,769	7,55 ± 0,828	7,48 ± 0,569	7,51 ± 1,103
	Variação	7,90 – 8,60	7,10 – 8,99	6,26 – 8,60	6,24 – 8,59	6,50 – 8,30	5,30 – 8,40
	N	7	14	18	18	11	9
Transparência (m)	Média ± DP	0,59 ± 0,354	0,62 ± 0,284	2,33 ± 0,515	1,98 ± 0,500	4,11 ± 1,023	3,97 ± 1,060
	Variação	0,09 – 1,25	0,16 – 1,08	1,46 – 3,00	1,33 – 3,35	2,80 – 6,10	2,64 – 5,42
	N	27	21	18	18	11	9
Turbidez (UNT)	Média ± DP	20,07 ± 15,928	24,43 ± 11,574	0,32 ± 0,298	1,23 ± 1,476	0,31 ± 0,376	0,95 ± 0,933
	Variação	1,70 – 51,00	12,00 – 40,00	0,10 – 0,90	0,10 – 4,90	0,05 – 1,10	0,10 – 2,50
	N	13	7	12	12	9	6
STD (mg L ⁻¹)	Média ± DP	13,19 ± 6,312	10,67 ± 4,355	212,75 ± 2,633	219,67 ± 49,597	117,20 ± 29,945	117,83 ± 3,710
	Variação	5,00 – 23,50	4,00 – 16,25	209,00 – 216,00	173,60 – 367,40	77,00 – 148,00	114,00 – 123,00
	N	7	7	12	18	5	6
Clorofila- <i>a</i> (ug L ⁻¹)	Média ± DP	37,63 ± 24,441	24,47 ± 18,136	4,99 ± 3,693	3,90 ± 2,878	4,12 ± 3,893	3,76 ± 3,232
	Variação	1,42 – 100,03	0,34 – 48,59	1,31 – 13,12	0,85 – 7,90	0,82 – 11,49	0,53 – 7,32
	N	26	13	12	6	8	5

Fonte: Elaborada pelo autor.

O potencial hidrogeniônico é considerado como uma das variáveis ambientais mais importante e ao mesmo tempo uma das mais difíceis de se interpretar, pois pode ser influenciado por um grande número de fatores (PALÁCIO, 2004; LOPES *et al.*, 2014). Em águas superficiais o pH pode ser alterado, dentre outros fatores, pelo aporte direto de ácidos fúlvicos e húmicos provenientes da decomposição da própria vegetação que está às margens ou dentro do reservatório (TODESCHINI, 2004), pela transformação da matéria orgânica através da ação microbiana (PARANÁ, 2003) ou pela adição de poluentes e contaminantes ao corpo hídrico (GONCHARUK, 2014; MOSTOFA *et al.*, 2013). Sabe-se que os valores de pH têm relação direta com a vida aquática, sendo que a faixa considerada adequada para a manutenção e desenvolvimento da mesma é entre 4 e 11; valores abaixo ou acima dessa faixa podem ocasionar a morte imediata de animais e vegetais aquáticos, comprometendo a qualidade da água do manancial (SÁ, 2012).

É importante destacar que no espelho d'água do Muquém permanecem ainda árvores em decomposição, resultantes da vegetação natural existente no local, no período em que o reservatório foi construído.

A transparência no Açude Muquém alcançou 5,42 m (a mais elevada do sistema), ao contrário da verificada no Açude Orós, onde, no período chuvoso o valor foi de 0,09 m. Observa-se que no Orós foi onde obteve-se as menores transparências em todo o estudo. A transparência da água indica a medição da penetração da luz solar na coluna de água; medida *in loco* pelo disco de Secchi. A leitura pode ser uma estimativa da profundidade do reservatório na qual o oxigênio dissolvido fornece condições de sobrevivência aos peixes e outros organismos aquáticos. Segundo Esteves (1988), do ponto de vista óptico a transparência da água pode ser considerada o oposto da turbidez; um lago com água clara apresenta como característica uma atenuação da radiação em decorrência principalmente da absorção da luz pela coluna de água, uma redução na dispersão da radiação e, um valor de profundidade do disco de Secchi mais próximo do real. Quanto à importância da transparência da água em reservatórios superficiais, Dekker (1993) cita que o estado trófico de um reservatório pode ser indicado por atributos de qualidade da água, sendo os mais usuais o fósforo e a transparência.

A turbidez nos três corpos aquáticos permaneceu muito abaixo do limite máximo de 100 UNT, variando de 0,05 a 40 UNT, com destaque para o Orós onde foram obtidos os maiores valores deste parâmetro. Os altos valores de turbidez no reservatório em relação aos outros dois estão associados às erosões das margens do açude, além da presença de esgotos sanitários e efluentes industriais, fatores que elevam a turbidez no corpo d'água (LIMA,

2008). A turbidez é um atributo indicador da possível presença de argila, silte, sílica, substâncias orgânicas ou inorgânicas finamente divididas. Uma turbidez elevada, juntamente com o assoreamento e a crescente poluição dos recursos hídricos, é um dos principais problemas relacionados à qualidade da água no semiárido (VIEIRA, 1999). Como característica óptica da água, a turbidez representa uma propriedade que mede como a água dispersa a luz, sendo que esta dispersão aumenta com a quantidade de material particulado em suspensão; logo, o aumento da turbidez na água tem relação direta com a carga de sedimentos suspensos. As partículas suspensas reduzem a profundidade de penetração de luz através da água, por conseguinte, aumenta a turbidez da água, o que pode afetar o tipo de vegetação que cresce na mesma (SANTOS *et al.*, 2014). Segundo Novo (2010), quanto maior a concentração de partículas inorgânicas suspensas na coluna d'água, maior o coeficiente de espalhamento do volume de água, e maior a reflectância.

Quanto aos teores de STD, que representam a salinidade das águas, em todas as amostras os valores obtidos enquadram-se abaixo do limite permitido (500 mg L^{-1}) para as águas doces, variando de $4,00 \text{ mg L}^{-1}$, no Orós (período seco) a $367,40 \text{ mg L}^{-1}$ no Trussu, também no período seco. Lima e Garcia (2008), destacam que as diversas impurezas contidas na água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a quantidade de sólidos na água, e os sólidos totais dissolvidos são importantes, pois estão associados à ideia da taxa de desgaste das rochas por intemperismo, das características litológicas da região através de íons presentes na água e da salinidade do meio. Além disso, os STD também indicam se a água é doce ($0 - 500 \text{ mg L}^{-1}$), salobra ($500 - 1500 \text{ mg L}^{-1}$) ou salina ($> 500 \text{ mg L}^{-1}$) (PÁDUA, 2014). Por esta escala, os valores de STD encontrados nos três açudes, nos dois períodos, indicam uma característica doce para essas águas. No período seco, os valores são mais elevados do que no chuvoso, devido ao menor volume de água nos reservatórios e conseqüentemente a concentração mais elevada desses sólidos nos sistemas, conforme também foi constatado por Lima (2008) em açudes localizados no sertão sergipano.

A clorofila-*a* foi mais elevada no Orós e para o período chuvoso (Tabela 12). Neste reservatório houve coleta em que o teor de chl-*a* encontrado foi acima do valor limite estabelecido pelo CONAMA para águas doces ($10 - 60 \text{ ug L}^{-1}$), Tabela 11. Valores elevados de clorofila-*a* em açudes no Ceará é fato corriqueiro em virtude da carga de nutrientes que adentra ao mesmos e das flutuações nos níveis de águas desses reservatórios (períodos de seca e cheia), que por sua vez influenciam a disponibilidade de nutrientes e de luz para o fitoplâncton exercendo efeito direto nos ciclos de vida destas populações e, conseqüentemente na produtividade primária das águas dos reservatórios (CEARÁ, 2002). Esta situação alerta

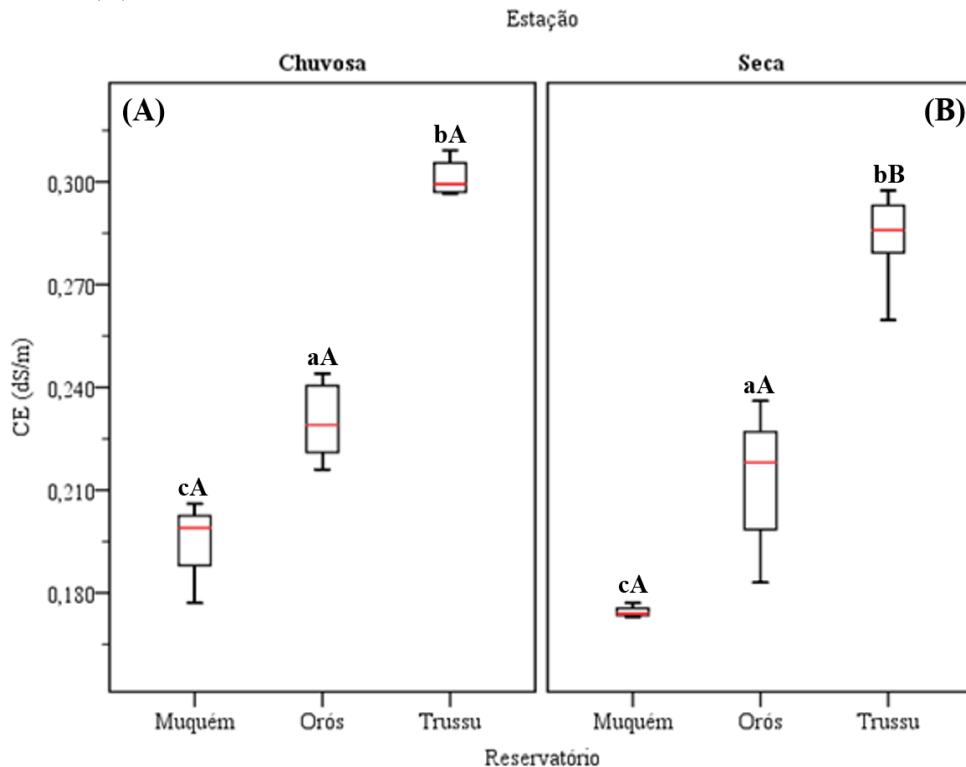
para a questão de que a clorofila é um dos principais pigmentos responsáveis pela fotossíntese, estando relacionada com a biomassa do fitoplâncton, sua produtividade, bem como o seu estado fisiológico (CARMOUZE, 1994).

5.3.1.1 Variação espaço-temporal dos atributos limnológicos

5.3.1.1.1 Condutividade elétrica

Geralmente, a condutividade elétrica da água no período das chuvas tende a ser menor, pois com a precipitação da água neste período acontece a diluição dos íons, diminuindo a condutividade (BARRETO; GARCIA, 2010). Entretanto, para este estudo observou-se que as médias de condutividade elétrica (CE) da água dos três reservatórios apresentaram diferença entre os períodos seco e chuvoso ($p > 0,05$) somente no Açude Orós (Figura 23A e B).

Figura 23 – *Boxplot* da distribuição dos dados de condutividade elétrica (dS m^{-1}) para os açudes Orós, Trussu e Muquém, nas estações chuvosa (A) e seca (B)



Fonte: Elaborada pelo autor.

Médias seguidas de mesma letra minúscula os reservatórios na estação não diferem entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de significância. Médias seguidas de mesma letra maiúscula os reservatórios entre estação não diferem entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de significância.

Nos três Açudes a condutividade média foi de $0,232 \text{ dS m}^{-1}$ na estação seca e de $0,252 \text{ dS m}^{-1}$ na estação chuvosa, (incremento total de 8,62% no período chuvoso). O fato do teor de sais não ter decrescido consideravelmente em função das chuvas é uma evidência de que a fonte de origem dos íons no reservatório está associada à própria edafologia da região. No período chuvoso (Figura 23A), a condutividade variou de $0,177 \text{ dS m}^{-1}$ (Açude Muquém) a $0,3092 \text{ dS m}^{-1}$ (açude Trussu); entretanto, em se tratando de valores medianos para esta estação o maior valor foi de $0,2930 \text{ dS m}^{-1}$ nas águas do Trussu, e a CE mediana menor foi no Muquém ($0,1990 \text{ dS m}^{-1}$). A CE média do Orós na época das chuvas foi de $0,2290 \text{ dS m}^{-1}$. Neste período, diferença da média da condutividade apresentou-se altamente significativa ($p \leq 0,01$) entre os três Açudes.

Para todo o período estudado, os valores variaram de $0,1730 \text{ dS m}^{-1}$ (Muquém, estação seca) a $0,3090 \text{ dS m}^{-1}$ (Trussu, estação chuvosa). Na estação seca (Figura 23B), mesmo a CE apresentando certa flutuação em cada reservatório, entre eles a CE foi menos elevada - variando de $0,1730 \text{ dS m}^{-1}$ (Açude Muquém) a $0,2974 \text{ dS m}^{-1}$ (Açude Trussu). Quanto aos valores medianos de condutividade na estação seca os mesmos foram $0,1740 \text{ dS m}^{-1}$, $0,2180 \text{ dS m}^{-1}$ e $0,2868 \text{ dS m}^{-1}$, respectivamente, para os reservatórios Muquém, Orós e Trussu. As médias foram altamente significativas ($p \leq 0,01$) entre Orós e Trussu e, Trussu e Muquém; já entre Orós e Muquém a diferença média da condutividade neste período foi um pouco menor ($p \leq 0,05$). Essa variação de condutividade entre os reservatórios é atribuída tanto aos diferentes usos e cobertura do solo das bacias contribuintes, quanto à própria composição litológica dos solos onde estão as bacias hidráulicas dos Açudes.

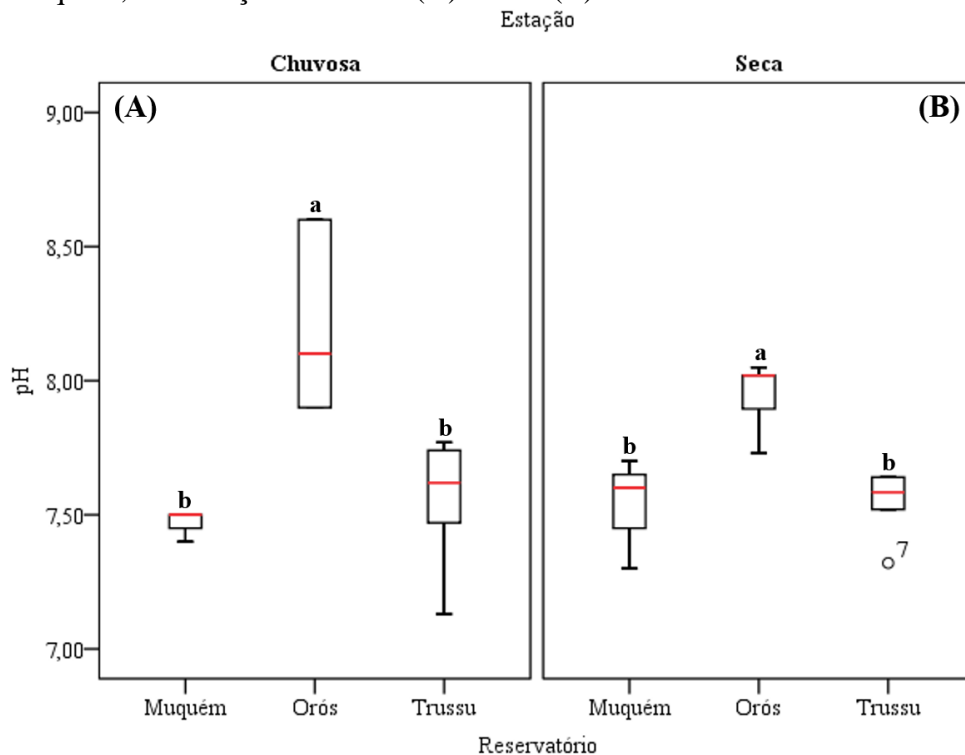
Analisando visualmente os dois períodos em conjunto verifica-se que a maior variação espacial dos dados de condutividade elétrica ocorreu no Orós, em ambas as estações; em suma, o Orós, dada a extensão longitudinal do seu espelho d'água aliada aos múltiplos usos de sua bacia hidrográfica, era de se esperar que este parâmetro fosse mesmo condicionado a uma maior heterogeneidade independente do período, conforme foi verificado nesta pesquisa. Já os Açudes Muquém e Trussu, os quais têm espelhos d'água bem menores que o do Açude Orós, apresentaram valores mais homogêneos, mesmo aparecendo no Trussu os valores máximos observados durante este estudo (Figura 23A e B). Além da influência das características pedológicas e geológicas da região, a condutividade elétrica em açudes do semiárido brasileiro pode apresentar altos valores em decorrência do aumento da concentração de sais devido ao menor volume de água, conforme constataram Lima *et al.* (2009). Observa-se nos dados coletados uma estreita relação da condutividade elétrica da água com os tipos de solos das bacias hidráulicas dos reservatórios. Os valores de máximos de CE

obtidos no Trussu estão associados aos Luvissoles, que são têm, em sua composição, minerais primários de fácil intemperização, provenientes de rochas do embasamento cristalino (CEARÁ, 2006). Em oposição, os baixos valores de condutividade no Muquém decorrem dos Neossolos, que se caracterizam por serem pouco desenvolvidos, rasos e com pouco material mineral e orgânico. Porém quando se trata da relação com o uso e cobertura da bacia hidrográfica, esses solos são bastante suscetíveis à intemperização quando sob efeitos da ação antrópica.

5.3.1.1.2 pH

Nos três reservatórios analisados na Bacia do Alto Jaguaribe o pH manteve os valores médios dentro da faixa normal durante todo o período analisado, variando de 7,13 a 8,60, sendo esses valores limites presenciados na estação chuvosa, respectivamente para as águas do Açude Trussu (Figura 24A) e Orós (Figura 24B).

Figura 24 – *Boxplot* dos dados de pH para os açudes Orós, Trussu e Muquém, nas estações chuvosa (A) e seca (B)



Fonte: Elaborada pelo autor.

Médias seguidas de mesma letra minúscula os reservatórios na estação não diferem entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de significância.

Os valores de pH não apresentaram grandes variações quando comparados entre as duas estações. Palácio (2004), analisando as águas do Trussu também constatou que a variação do pH não expressou respostas em função das condições climáticas, permanecendo dentro da faixa de amplitude, independente da época do ano. Lopes *et al.* (2014), pesquisando através da técnica de agrupamentos a variabilidade espaço-temporal das águas do Açude Orós constataram que o pH variou entre 7,40 e 9,40, permanecendo também dentro da faixa adequada.

As variações nas faixas de pH em águas superficiais podem, na maioria dos casos, estarem associadas à própria condição edafológica do local, explicado principalmente pela riqueza de carbonatos e bicarbonatos na composição química dos solos onde os reservatórios e suas respectivas bacias de drenagem estão inseridos, conforme foi registrado para alguns ecossistemas aquáticos do Semiárido brasileiro (LEPRUM, 1983; CEBALLOS, 1995; BARBOSA, 2002; DINIZ, 2005; LEITÃO *et al.*, 2006). Fatores relacionados a ações antrópicas ou aos demais tipos de uso e ocupação da área do entorno do reservatório foram constatados por Carneiro (2008) como não sendo os únicos responsáveis pelas variações dos valores de pH da água. No caso do semiárido nordestino, onde a precipitação pluviométrica é menor que a evaporação, é comum encontrar valores de pH superiores a oito. Estudos realizados em águas superficiais localizadas em outras bacias do território cearense têm demonstrado que realmente o pH tende a variar entre 7 e 9 (MOURA, 2013; CEARÁ, 2002; PALÁCIO *et al.*, 2009; ANDRADE *et al.*, 2007; PEREIRA *et al.*, 2006). No espelho d'água do reservatório as variações do pH ocorrem em função de sua localização e, nesta situação sim, é prudente associar a variação do atributo ao uso pontual do recurso hídrico. Foi o que constataram Chaves *et al.* (2014) nas águas do Trussu, em que o pH variou de 6,6 na área mais profunda (próxima à barragem) a 7,5 nos locais onde estão instaladas as áreas de pisciculturas e na afluência do riacho Ererê ao Açude.

Verifica-se por este estudo que em cada reservatório a variação do pH foi menor no período seco (Figura 24B), com exceção para o Açude Muquém, que mostrou baixa variação do pH em seu espelho d'água também para a estação seca, onde o valor máximo ficou no limite dos 75% dos valores encontrados (Figura 24B). Tanto no período seco quanto no chuvoso o pH nas águas do Açude Orós foi mais elevado do que no Açude Trussu ($p < 0,01$); as águas do Muquém apresentaram pH médio estatisticamente iguais às das águas do Trussu ($p > 0,05$), e diferente dos valores médios encontrados no Orós.

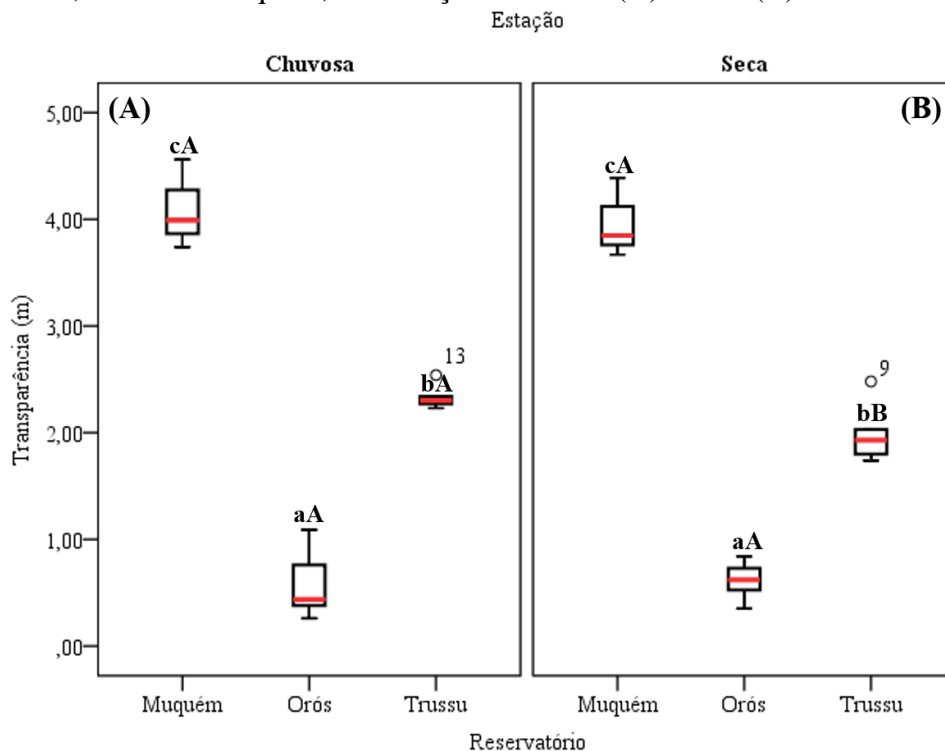
Constata-se portanto que, quanto ao pH, os três reservatórios apresentam suas águas em situação de equilíbrio, independente de ser período chuvoso ou seco (AL-TAANI,

2013; GIBRILLA *et al.*, 2011). Analisando-se a relação do uso e cobertura do solo das bacias hidrográficas com os níveis de pH, as variações dos valores desse parâmetro entre os reservatórios podem estar associadas ao aporte direto de ácidos húmicos originados da decomposição vegetal ao longo de suas bacias.

5.3.1.1.3 Transparência

A distribuição dos valores de transparência nos dois períodos de estudo mostrou que a variação dos dados foi similar em cada reservatório, onde tanto no período chuvoso (Figura 25A) quando no seco (Figura 25B), os maiores valores de transparência foram nas águas do Muquém, os menores no Orós e os intermediários no Trussu; Apenas no Açude Trussu a transparência teve diferença significativa ($p < 0,05$) entre os períodos seco e chuvoso, evidenciando que as chuvas tiveram influência nos valores médios deste parâmetro. Os altos valores de transparência no Muquém podem estar associados à preservação da mata ciliar no entorno do reservatório e da cobertura do solo em sua bacia hidráulica.

Figura 25 – *Boxplot* dos dados de transparência da água para os açudes Orós, Trussu e Muquém, nas estações chuvosa (A) e seca (B)



Fonte: Elaborada pelo autor.

Médias seguidas de mesma letra minúscula os reservatórios na estação não diferem entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de significância. Médias seguidas de mesma letra maiúscula os reservatórios entre estação não diferem entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de significância.

Outro fato que contribui para os elevados valores da transparência no Muquém é que, dentre os três Açudes estudados, este é o mais novo e que se encontra sob melhores condições de preservação da vegetação nativa do seu entrono.

A transparência em ecossistemas aquáticos tem estreita relação com as características físicas da bacia de drenagem e da interação dessas com a precipitação pluviométrica, profundidade do reservatório, intensidade dos ventos, velocidade do escoamento superficial, características do solo, atividades agrícolas nos domínios da área de drenagem e níveis de cobertura vegetal (TUNDISI, 2003); foi o que constataram Sartor, Wachholz e Pereira Filho (2007) em reservatório localizado na região Sul do Brasil. Segundo os autores, a transparência da água do reservatório apresentou aumento considerável quando se aproximou da fase de maior desenvolvimento das culturas existentes na bacia do reservatório, tendo vista que esta fase estava relacionada com a menor perda de solos e menor índice pluviométrico.

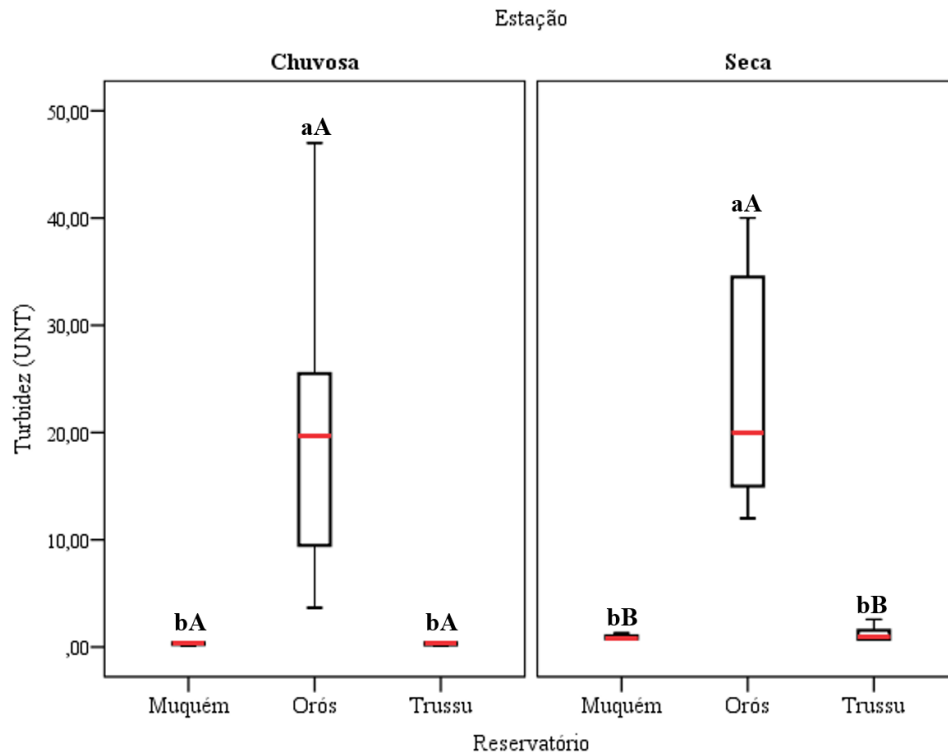
A baixa transparência da água dos Açudes Orós e Trussu, confirmados nesse estudo, está relacionada ao grau de eutrofização de suas águas (LOPES, 2013; SOUSA, 2015), pois o aporte de nutrientes como nitrogênio e fósforo que são carreados das áreas agrícolas existentes na bacia do Açude favorece o desenvolvimento de organismos fitoplanctônicos, diminuindo a transparência da coluna de água (VASCONCELOS *et al.*, 2011).

5.3.1.1.4 Turbidez

Os maiores valores de turbidez observou-se no Açude Orós, tanto na estação chuvosa quanto seca (Figura 26A e B). Enquanto nas águas do Orós esse parâmetro variou de 3,67 UNT a 47 UNT (período chuvoso), não ultrapassou 2,57 UNT nos Açudes Trussu e Muquém; tanto que, em cada período, a turbidez média no Orós apresentou diferença altamente significativa ($p \leq 0,01$) quando comparada com a turbidez média encontrada tanto no Trussu quanto no Muquém. As águas desses dois Açudes não apresentaram diferenças entre a turbidez medida para ambos os períodos, em razão deste parâmetro variar em função da presença de substâncias em suspensão, ou seja, sólidos suspensos finamente divididos ou em estado coloidal. Isso ocorre porque como essas partículas são originadas em função principalmente do carreamento de materiais de áreas descobertas e, tanto no Muquém quanto no Trussu, as margens ainda apresentam considerada cobertura vegetal, com poucos pontos onde aparecem pequenos sítios ou solo exposto. No Orós, entretanto, verifica-se o oposto do

observado nos dois reservatórios, ou seja, predominam condições de degradação da mata ciliar ao longo do Açude, com solos totalmente descoberto de vegetação. Quanto a amplitude dos valores de turbidez no Açude Orós atribui-se à espacialização dos pontos amostrais no espelho d'água, tendo em vista que as coletas abrangem desde locais com pouca profundidade, como na afluência dos rios ao Reservatório, até locais mais profundos, como na faixa da montante próximo à barragem.

Figura 26 – *Boxplot* dos dados de turbidez da água para os açudes Orós, Trussu e Muquém, nas estações chuvosa (A) e seca (B)



Fonte: Elaborada pelo autor.

Médias seguidas de mesma letra minúscula os reservatórios na estação não diferem entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de significância. Médias seguidas de mesma letra maiúscula, os reservatórios entre estação não diferem entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de significância.

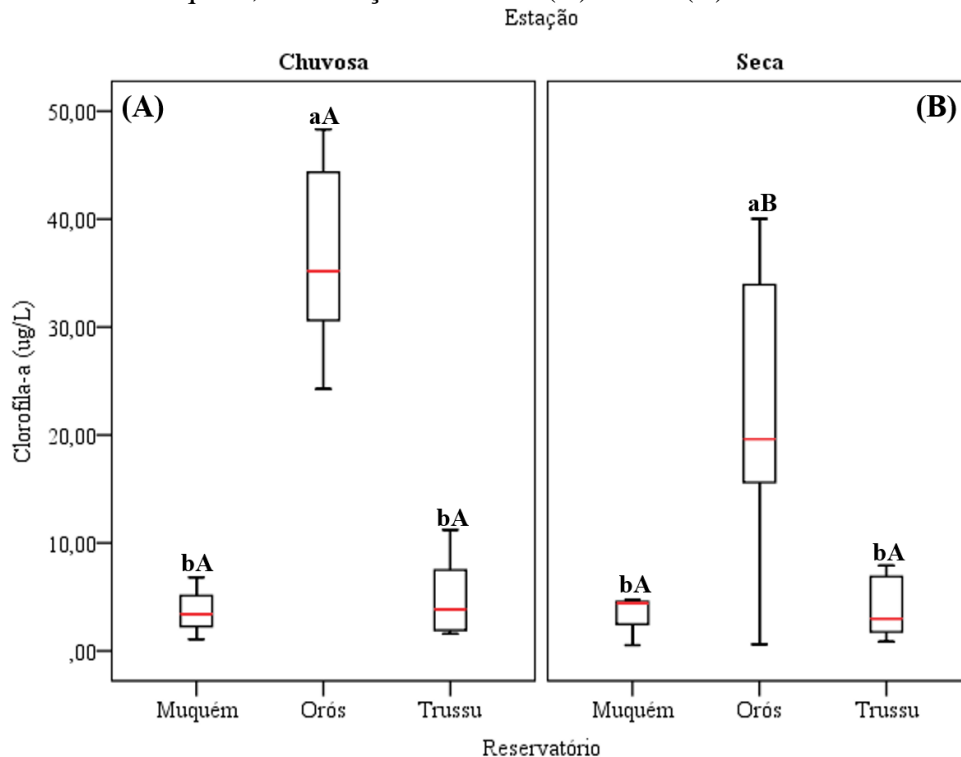
De acordo com a Figura 26A e B o total de chuvas no período interferiu significativamente apenas nos níveis de turbidez das águas do Muquém e do Trussu. Lima e Garcia (2008), verificaram valores de turbidez mais elevados na estação chuvosa em detrimento da estação seca, em açudes localizados no estado de Sergipe. Lopes (2013), também estudando espacialmente a variação da turbidez nas águas do Orós, relatou que os maiores valores foram encontrados nos pontos amostrais localizados na parte alta do reservatório e, para a estação chuvosa na região. Quanto aos valores máximos e a amplitude, a

turbidez mostrou-se como um significativo atributo de diferenciação entre as características ópticas dos três reservatórios analisados neste estudo.

5.3.1.1.5 Clorofila-*a*

A clorofila-*a* é o pigmento fotossintetizante presente em todos os organismos fitoplanctônicos, como algas e cianobactérias, sendo importante parâmetro de utilização de estimativa da biomassa algal nas caracterizações de ambientes aquáticos e monitoramento da qualidade de água (KURODA *et al.*, 2010). Na água, esses organismos fitoplanctônicos têm suas maiores taxas de absorção da radiação concentrada sobre a região do azul e do vermelho, enquanto que na faixa do violeta e do verde são pouco afetados (ESTEVES, 1988; RICHARDSON, 1996). A clorofila-*a* está presente nos três reservatórios analisados nos dois períodos, com valores médios diferenciando entre chuvoso e seco apenas no Açude Orós (Figura 27A e B), mostrando que as chuvas contribuem para os maiores valores de clorofila-*a* neste reservatório.

Figura 27 – *Boxplot* dos dados de clorofila-*a* na água dos açudes Orós, Trussu e Muquém, nas estações chuvosa (A) e seca (B)



Fonte: Elaborada pelo autor.

Médias seguidas de mesma letra minúscula os reservatórios na estação não diferem entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de significância. Médias seguidas de mesma letra maiúscula os reservatórios entre estação não diferem entre si pelo teste Tukey ao nível de 5% de significância.

Também foi no Açude Orós que se constatou a maior amplitude dos níveis de clorofila-*a*, porém para o período seco. Essa amplitude elevada acontece em decorrência da variação dos valores observados entre os pontos amostrais: no período seco é comum existirem pontos de elevada concentração de fitoplâncton nos locais onde o reservatório apresenta níveis de água mais baixos, como na afluência do rio Jaguaribe ao Açude. Na época das chuvas, neste Açude, a chl-*a* variou entre 24,26 e 48,32 mg L⁻¹ (Figura 27A) e no período seco variou de 0,61 a 40,03 mg L⁻¹ (Figura 27B). Lopes *et al.* (2014) observaram teores de clorofila-*a* no mesmo reservatório variando entre 2,00 e 60,24 mg L⁻¹.

Tanto no período seco quanto no chuvoso, o Orós apresentou diferença altamente significativa ($p \leq 0,01$) dos teores de clorofila-*a*, em relação aos Açudes Trussu e Muquém (Figura 27A e B). Observa-se através dos gráficos, a elevada amplitude do atributo no Orós, em ambos os períodos, evidenciando que neste Açude além dos valores de clorofila-*a* serem elevados a sua variação também é considerada. Variação da clorofila-*a* no açude Orós também foi constada por Batista *et al.* (2013) e, segundo os autores, está relacionada ao teor de fósforo no reservatório e a variação da transparência ao longo do espelho d'água.

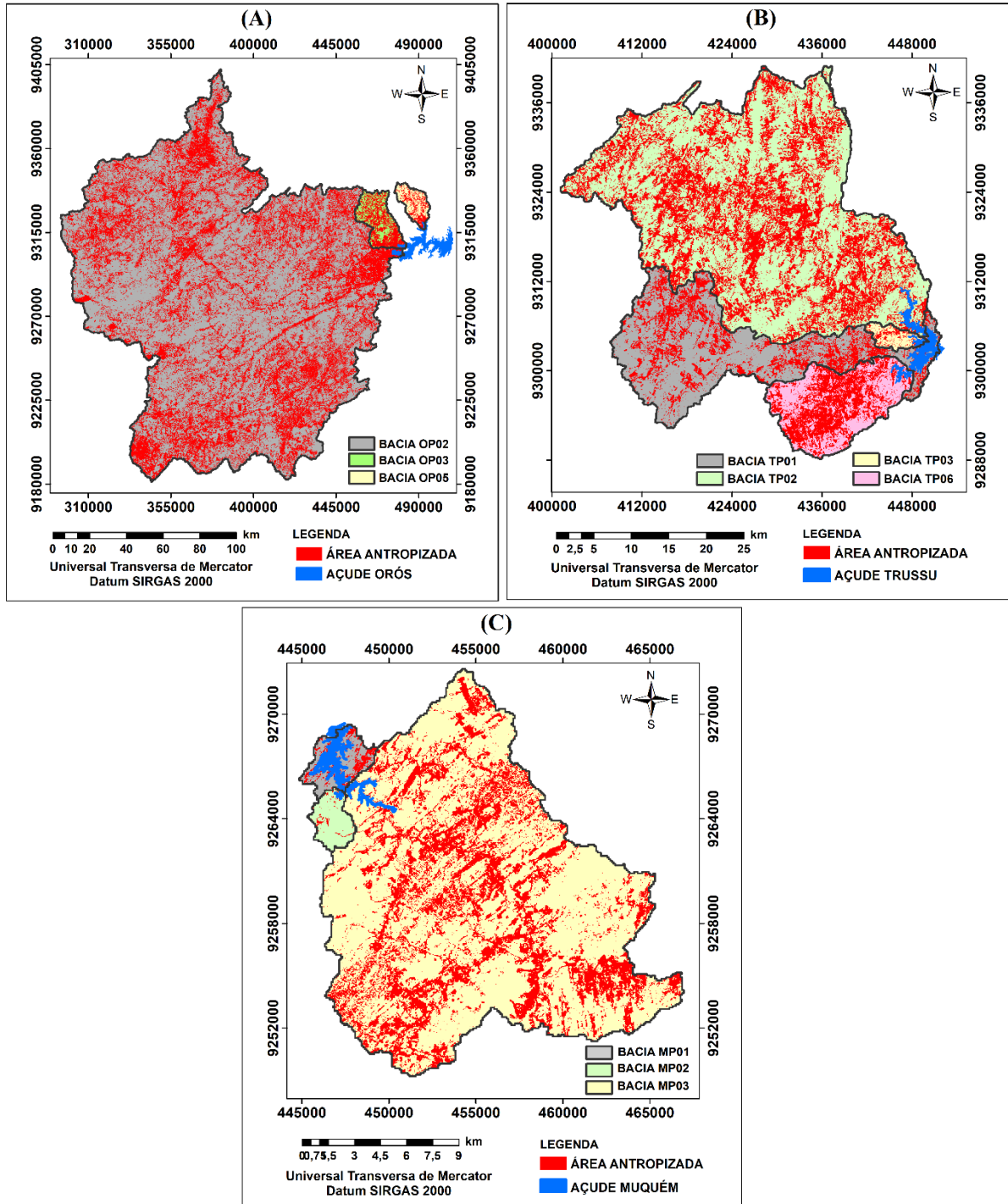
5.3.1.2 *Qualidade da água e grau de antropização das bacias hidrográficas*

Através dos dados de uso e ocupação do solo da Bacia do Ato Jaguaribe, segundo Maia (2015), obteve-se os mapas de distribuição da antropização em dez bacias hidrográficas que são contribuintes dos pontos de coleta nos Açudes Orós, Trussu e Muquém (Figura 28).

Os mapas na Figura 28 explicitam as condições de degradação em que se encontra a Bacia do Alto Jaguaribe, e corroboram com aqueles encontrados por Frota e Nappo (2012), ao destacarem que dentre os usos e ocupação da terra na bacia hidrográfica do Açude Orós destacaram-se atividades como agricultura, pecuária e extrativismo, com produção de lenha com cortes repetidos e ciclos demasiados curtos, diminuindo a diversidade florística, além de elevação do desmatamento de áreas para dar lugar às lavouras, que após anos são abandonadas deixando o solo totalmente exposto. Sousa, Melo e Silva (2013), em estudo realizado ao longo das bacias que compõem o rio Jaguaribe, constataram na Área 3: Orós, os seguintes impactos ambientais: degradação do solo e da água, diminuição da mata ciliar, antropização da paisagem, retirada da vegetação nativa, carregamento de sedimentos e consequentemente o não cumprimento do Código Florestal Brasileiro. É importante destacar que as bacias dos três Açudes pesquisados estão situadas, em sua maioria, sobre Luvisolos e Neossolos. Quanto às características das bacias hidráulicas de cada Açude, tem-se que: no

Trussu predominam os Luvissoles, no Muquém os Neossolos e, no Orós há a predominância de ambos.

Figura 28 – Distribuição da antropização nas bacias contribuintes nos pontos de coleta dos açudes Orós (A), Trussu (B) e Muquém (C)



Fonte: Maia (2015).

Tomando-se o percentual de antropização nas bacias contribuintes dos pontos de coletas nos três reservatórios, a Tabela 13 destaca o Orós, com a bacia do P03 como sendo

onde ocorre o maior percentual de antropização – 57,64%, sendo que a área total da mesma é de 51.749,35 ha. Em oposição, os menores percentuais de antropização são no Açude Muquém, que variou de 6,77% (P02) a 28,96% (P03). O Trussu, que teve quatro bacias contribuintes analisadas neste estudo, apresentou antropização entre elas variando de 27,50% - P03, e 48,44% (P06).

Tabela 13 – Grau de antropização (%) das bacias hidrográficas contribuintes dos pontos de coleta e valores dos atributos analisados nos três reservatórios, para novembro/2013

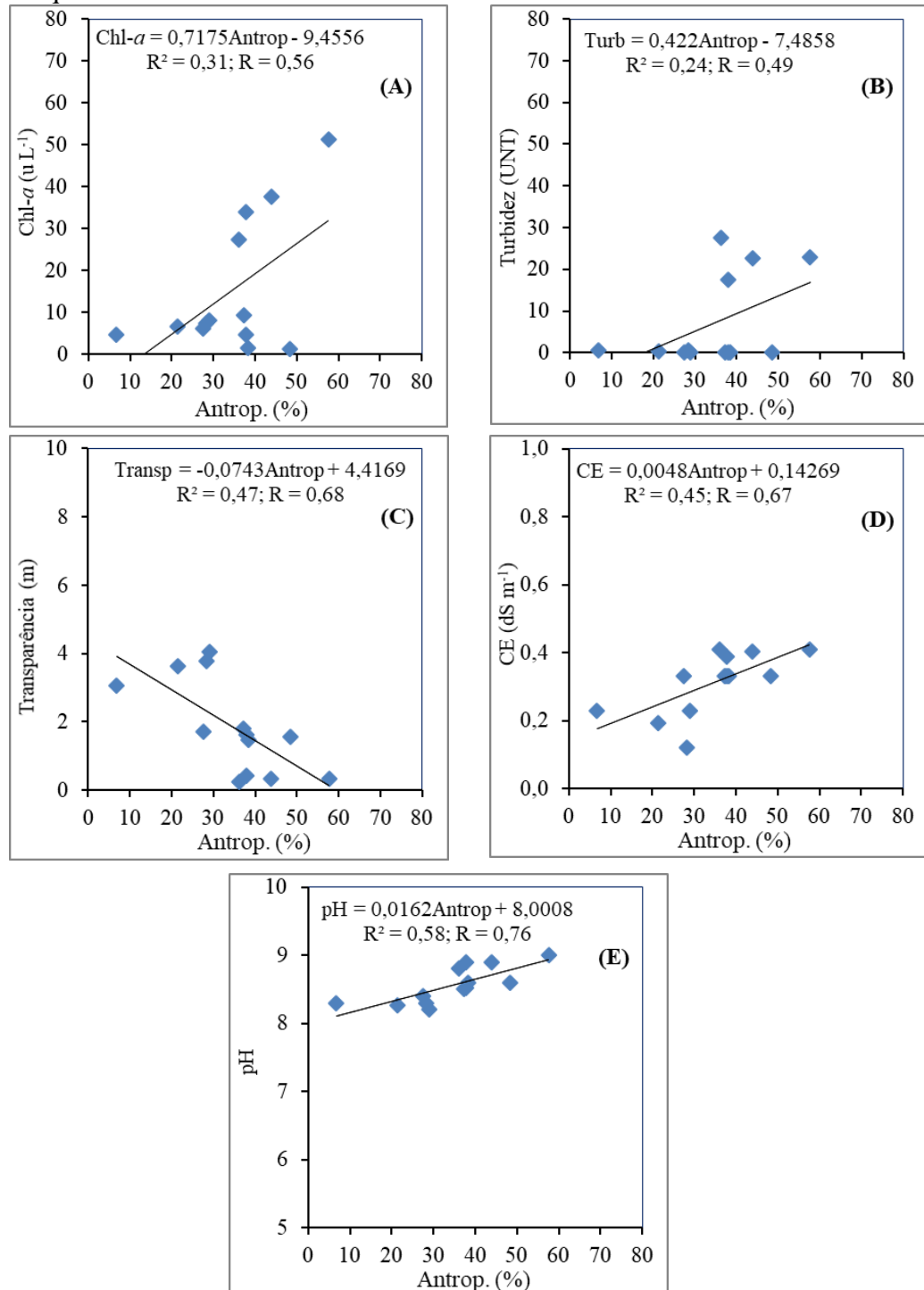
Sub-bacia	Antropização (%)	Chl- <i>a</i> (ug L ⁻¹)	Turbidez (UNT)	Transparência (m)	CE (dS m ⁻¹)	pH
OP02	36,16	27,5	27,5	0,23	0,41	8,80
OP03	57,64	51,2	23	0,33	0,41	9,00
OP05	37,86	33,9	17,4	0,42	0,39	8,90
TP01	37,24	9,31	0,1	1,81	0,33	8,50
TP02	38,36	1,59	0,1	1,46	0,33	8,60
TP03	27,50	6,23	0,1	1,70	0,33	8,40
TP06	48,44	1,31	0,1	1,55	0,33	8,60
MP01	28,33	7,46	0,65	3,78	0,12	8,30
MP02	6,77	4,62	0,5	3,05	0,23	8,30
MP03	28,96	8,15	0,15	4,04	0,23	8,20

Fonte: Elaborada pelo autor.

OP: pontos de coletas no açude Orós; TP: pontos de coletas no açude Trussu e, MP: pontos de coletas no açude Muquém.

A correlação entre o percentual de antropização das bacias e os atributos de qualidade das águas nos três Açudes (Figura 29), foi avaliada para o mês de novembro de 2013 – período seco.

Figura 29 – Correlação linear entre percentual de antropização nas bacias contribuintes dos pontos de coleta e clorofila-*a* (A), turbidez (B), transparência (C), condutividade elétrica (D) e pH (E) nas águas dos açudes Orós, Trussu e Muquém



Fonte: Elaborada pelo autor.

A correlação ocorreu de forma inversa apenas para a transparência (Figura 29C). Essa tendência era esperada, pois à medida que o grau de degradação da vegetação de uma área se eleva, maior é o carreamento de partículas e materiais que vem se depositar no corpo

d'água, diminuindo a transparência do mesmo. Conforme a Tabela 13, a menor transparência da água foi no Orós, sendo para este Açude também onde se observou o maior percentual de antropização (57,64%, na sub-bacia do P03). O fator de correlação (R) para esta variável foi de 0,49.

Para a variável clorofila-*a*, o modelo de regressão ($Chl-a = 0,7175Antrop - 9,4556$) apresentou coeficiente de correlação (R) de 0,56. À medida que aumenta o percentual de antropização das bacias a clorofila-*a* também se elevou (Figura 29A). Aumento da concentração de constituintes ópticos Clorofila-*a* no corpo d'água pode estar associado a processos de degradação da bacia hidrográfica, com aporte de nutrientes pelos tributários ou lançados diretamente na bacia hidráulica, conforme aborda França (2013).

O modelo de regressão da turbidez envolvendo as águas dos três reservatórios foi $Turb = 0,422Antrop - 7,4858$ e $R = 0,49$ (Figura 29B). De modo geral, a turbidez não apresentou correlação com a antropização, haja vista o baixo valor de R^2 (0,24). Entretanto, ao se plotar uma linha de correlação entre os dados observa-se uma tendência ascendente entre os dados, implicando que mesmo a turbidez da água sendo baixa a mesma tende a sofrer influência direta do percentual de degradação da bacia de contribuição. Souza e Gastaldine (2014), encontraram forte relação entre a turbidez das águas e as áreas agrícolas de bacias hidrográficas com características rurais, no Rio Grande do Sul.

A condutividade elétrica (Figura 29D) e o pH (29E) também relacionaram-se positivamente com o grau de antropização das áreas, apresentando correlação de 0,67 e 0,76, respectivamente. A CE da água não determina especificamente quais íons que estão presentes na mesma, contribui para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais que ocorram na bacia de drenagem, ocasionados por lançamentos de resíduos industriais, mineração, esgotos, etc. Quanto ao pH, que dentre os parâmetros analisados foi o que apresentou maior correlação com a degradação da bacia, na água este é um parâmetro indicativo do poder de reatividade química das rochas e solos, sendo o mesmo bastante influenciado pelas características geológicas da bacia hidrográfica onde um reservatório esteja localizado; além disso, o potencial hidrogeniônico pode ser modificado pelo lançamento de efluentes nos corpos de água através da transformação microbiana da matéria orgânica (LIMA, 2008; CUNHA; CARVALHO, 2013). A acidificação da água causada pela deposição de ácidos pode ocasionar a acidificação de solos, florestas e redução da biota aquática, além de afetar também a solubilidade de constituintes químicos, como nutrientes e toxicidade de metais pesados na água (QIAO *et al.*, 2016).

A qualidade da água dos açudes Orós, Trussu e Muquém mostrou correlação com o grau de degradação das suas bacias, corroborando com Silva, Azevedo e Alves (2014), que avaliando a qualidade da água do alto curso do Rio Paraíba em áreas com diferentes usos do solo, verificaram que, na nascente com mata, a qualidade da água se mostrou melhor que nas nascentes com uso para fins agrícolas, demonstrando assim a relação da degradação das bacias com a qualidade da água dos mananciais.

5.4 Conclusão

O estudo realizado permitiu identificar que a variabilidade dos atributos analisados neste estudo expressa a dinâmica da água que ocorre em grandes espelhos d'água e que as chuvas precipitadas na área não foram suficientes para elevar as águas dos reservatórios a uma condição de melhor qualidade, permanecendo as águas do Açude Orós com elevados teores de clorofila-*a* e de turbidez, independentemente do período ser seco ou chuvoso.

Apesar da correlação da antropização das bacias contribuintes com os parâmetros de qualidade da água não ser tão elevada, conclui-se que a área degradada tem influência em todos os atributos de qualidade da água, mesmo apresentando comportamento diferente nas bacias e entre os três reservatórios. As áreas mais degradadas encontram-se no Açude Orós e as mais conservadas estão no Açude Muquém. Dentre os parâmetros avaliados, o pH foi o que apresentou maior correlação com o percentual de antropização das áreas dos reservatórios.

A degradabilidade da qualidade das águas superficiais da Bacia do Alto Jaguaribe em função das condições de uso ocupação do solo é apenas uma questão de tempo, haja vista que observou-se através deste estudo tratar-se de reservatórios de idades diferentes, mas já em condições de antropização acentuadas de suas bacias hidrográficas.

6 CAPÍTULO 2 – SIMILARIDADE ESPECTRAL DA ÁGUA EM RESERVATÓRIOS SUPERFICIAIS DA REGIÃO SEMIÁRIDA

RESUMO

Analisar a similaridade espectral das águas interiores é de grande importância, pois este é um atributo que pode auxiliar no monitoramento da qualidade deste recurso. Este estudo teve como objetivo avaliar a similaridade espectral da água de três reservatórios superficiais (açude Orós, açude Trussu e açude Muquém), localizados na bacia do Alto Jaguaribe, porção sudoeste do estado do Ceará. Para tanto foram utilizadas medidas radiométricas com o espectrorradiômetro ASD FieldSpec® 3 (intervalo espectral de 320 a 2500 nm e resolução espectral variando de 1 nm). As campanhas de campo ocorreram em outubro de 2013 (período seco) e março de 2014 (período chuvoso), sendo amostrados 20 pontos no Orós, seis no Trussu e três no Muquém. Simultaneamente às medidas radiométricas foram coletadas amostras de água para análise dos atributos físico-químicos e biológico, além de realizadas leituras de transparência (Disco de Secchi) in situ. Aplicou-se a Análise de Agrupamento aos dados espectrais para observar a similaridade espectral das águas nos três reservatórios. O Orós apresentou alta reflectância, enquanto o Trussu e Muquém apresentaram valores baixos, assemelhando-se à resposta espectral de águas claras. Os dendrogramas de agrupamento dos dados espectrais mostraram que no período chuvoso as águas do Trussu e do Muquém estão no mesmo grupo espectral e, separadas das do Orós, mostrando que as chuvas influenciam na similaridade espectral das águas superficiais do semiárido brasileiro.

Palavras-chave: Análise de agrupamento; Sensoriamento remoto; Reflectância espectral.

CHAPTER 2 – SPECTRAL SIMILARITY OF WATER IN SURFACE RESERVOIRS LOCATED IN BRAZILIAN SEMIARID REGION

ABSTRACT

Analyze the spectral similarity of inland waters is very important. It is a parameter that helps us in the monitoring of the quality of this resource. The objective of the study was analyze the spectral similarity of water in three surface reservoirs (Orós dam, Trussu dam and Muquém dam) in the Alto Jaguaribe basin, in the south-west of the State of Ceará, Brazil. Thus,

radiometric measurements were carried out using the ASD FieldSpec® 3 Hi-Res spectroradiometer (spectral interval from 320 to 2,500 nm and spectral resolution ranging in 1 nm). Samples were taken in October 2013 (dry season) and in March 2014 (wet season). In Orós twenty sample stations were sampled, in Trussu six sample stations were sampled and in Muquém three sample stations were sampled. With the radiometric measurements sample water were taken to analyze the physical-chemical parameters. Secchi Depth was made in each sample station. Multivariate analysis was applied to spectral data to observe the spectral similarity of the water in these reservoirs. Results showed that Orós had high reflectance and the Trussu and Muquém had low reflectance. In both the spectral response was similar to spectral response in clear waters. Dendrogram of the cluster spectral showed that in wet season the water of Trussu and Muquém are in the same group and both are separate of the water of the Orós dam. Then the rainfall has influence in the spectral similarity of the surface water located in Brazilian semiarid region.

Keywords: Cluster analysis. Remote sensing. Spectral reflectance

6.1 Introdução

A água é essencial às funções vitais, e dos 3% que representam a água doce total do planeta Terra, apenas um terço estão presentes nos rios, lagos, lençóis freáticos superficiais e atmosfera constituindo as fontes de água doces utilizadas para satisfazer as necessidades humanas e ambientais (WETZEL, 1983). Entretanto, a qualidade dos recursos hídricos está a cada dia sendo mais degradada, levando os tomadores de decisões a buscarem novas ferramentas para o monitoramento da qualidade da água (BONANSEA *et al.*, 2015). O monitoramento de parâmetros limnológicos nos recursos hídricos é essencial para avaliar a qualidade da água e identificar deficiências em último caso, visando o meio ambiente e a proteção à saúde pública (CHIGOR; SIBANDA; OKOH, 2013). Técnicas de monitoramento convencionais dantes empregadas não são mais suficientes por si só para garantir que a potabilidade da água seja preservada em suas características físico-químicas e biológicas (BRASIL, 2006). Segundo dados do Ministério da Saúde apenas 67% das cidades brasileiras estão preparadas para realizar um relativo controle da qualidade das águas consumidas por sua população (ROSE, 2015). O sensoriamento remoto tem despontado como ferramenta auxiliar no monitoramento da qualidade das águas superficiais interiores. Suas medidas além de oferecer boa cobertura espacial e temporal, facilitam a definição de localizações

representativas para medições em barcos, e possibilitam a inclusão de um número maior de lagos e reservatórios programas de monitoramento da qualidade da água (BRAGA, 1999; LONDI; NOVO; CALIJURI, 2005).

A análise do comportamento espectral das águas superficiais interiores é de grande importância, haja vista que esses mananciais estão sob influência direta das ações antrópicas, o que lhes confere características de degradabilidade proveniente do deflúvio superficial principalmente agrícola (MERTEN; MINELLA, 2002; PALMA *et al.*, 2014; CEBALLOS; KÖNIG; OLIVEIRA, 1998).

Classificar as massas de águas dos reservatórios superficiais é de grande importância, porém de extrema dificuldade, uma vez que em certas regiões do Globo como a semiárida, a variabilidade espacial e temporal da qualidade físico-química das águas que se encontram armazenadas sobre a sua superfície é uma de suas características mais marcante.

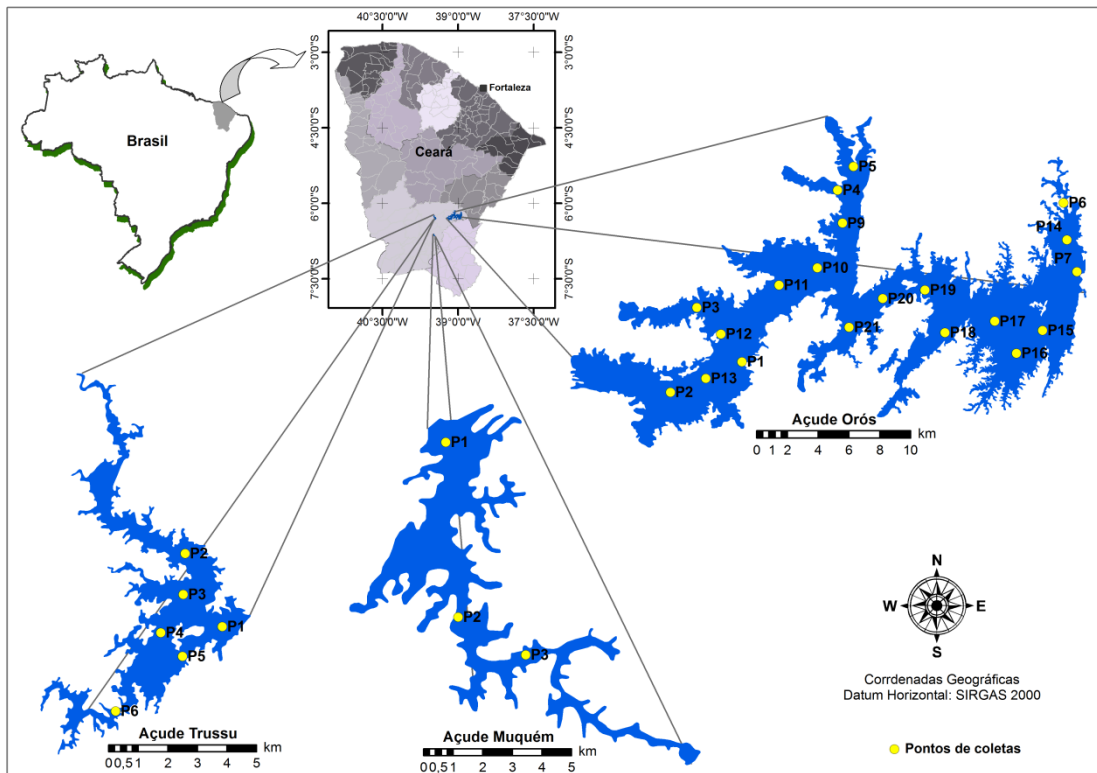
Em corpos d'água, a reflectância da água líquida apresenta variação entre 1 e 10%, exceto quando houver concentração dos componentes opticamente ativos no corpo hídrico (BREUNIG *et al.*, 2007). O estudo espectral das águas superficiais visando identificar a similaridade entre as características espectrais das águas que se encontram em reservatórios superficiais tem sido objeto de estudo, tanto no Brasil (GALO; CICERELLI, 2015; MEIRELES *et al.*, 2012; RENÓ *et al.*, 2009), como em outras partes do Planeta (BONANSEA *et al.*, 2015; RUDDICK; CAUWER; PARK, 2006). Muito embora, em condições semiáridas brasileiras, pouco se tem estudado sobre o assunto, deve-se levar em consideração que trata-se de uma região com alto potencial para este tipo de levantamento.

Partindo-se do pressuposto de que a resposta espectral da qualidade das águas superficiais apresenta variabilidade em decorrência de atributos físicos e biológicos inerentes ao corpo hídrico e da sazonalidade climática da região, objetivou-se neste estudo avaliar a similaridade espectral da água em três reservatórios superficiais de dimensões diferentes, localizados na região do semiárido cearense, em períodos seco e chuvoso.

6.2 Material e métodos

O estudo foi realizado nos açudes Orós (barragem Juscelino Kubistchek de Oliveira), Trussu (barragem Roberto Costa) e Muquém, localizados na bacia do Alto Jaguaribe, na porção sudoeste do estado do Ceará (Figura 30).

Figura 30 – Localização dos açudes Orós, Trussu e Muquém em âmbito nacional e regional, e os pontos de coletas



Fonte: Elaborada pelo autor.

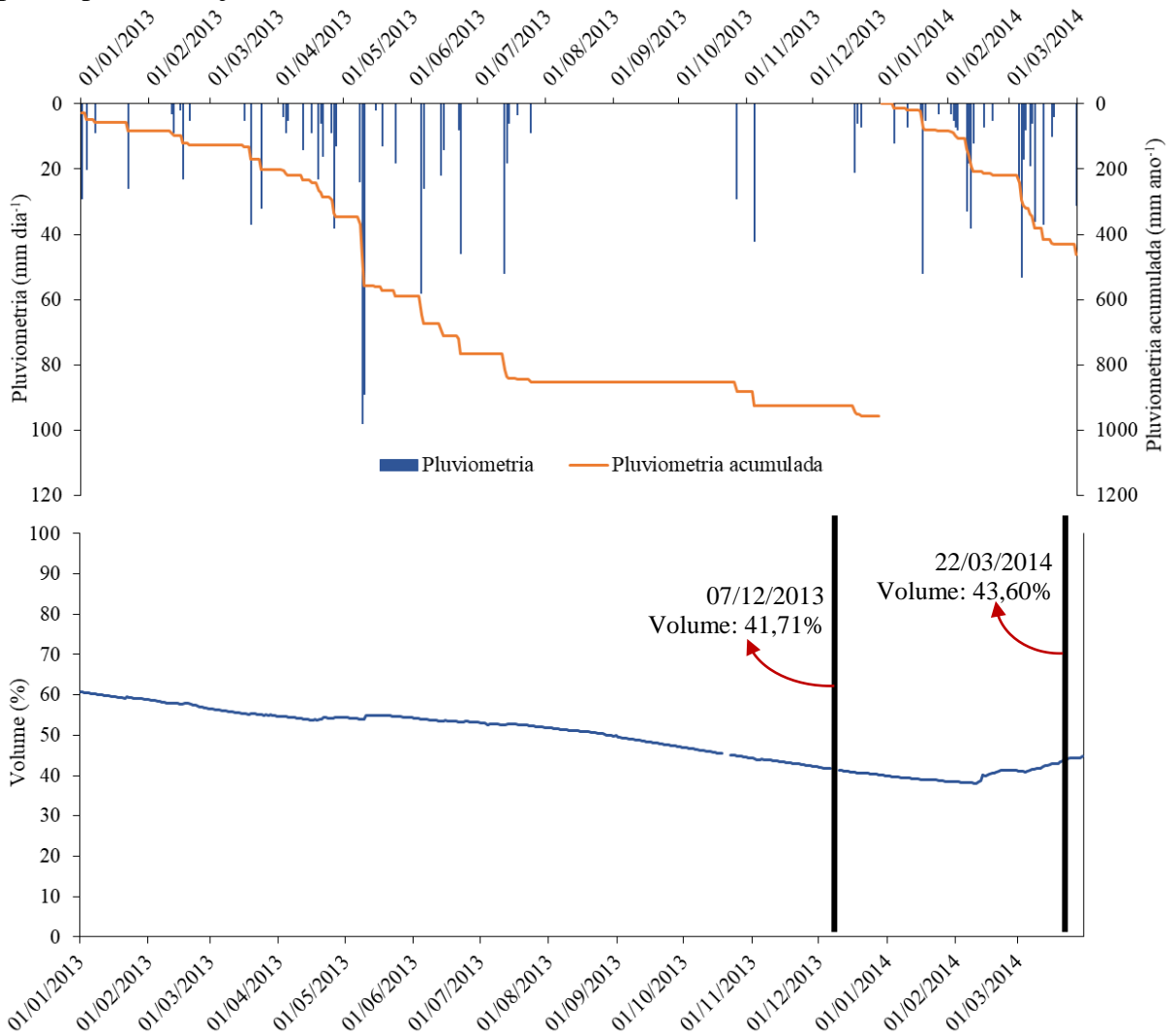
O açude Orós que está sobre o rio Jaguaribe, tem sua barragem localizada no município de Orós e seu espelho d'água compreende os municípios de Orós, Iguatu e Quixelô; fora concluído em 1961 e atualmente é o segundo maior do Estado. O Trussu está localizado totalmente no município de Iguatu e fora concluído em 1996 sobre o rio Trussu e possui capacidade de 301,00 hm³ (CEARÁ, 2013). Já o açude Muquém, situado em Cariús é o menor dos três reservatórios estudados (47,64 hm³) e o mais novo, tendo sido concluído no ano de 2000.

No açude Orós foram amostrados 20 pontos, no Trussu foram seis e no Muquém foram três. Todos os pontos amostrais foram distribuídos ao longo dos espelhos d'água de cada reservatório, conforme Figura 30. Nesta pesquisa os dados de campo foram coletados nos dias 07 e 08 de dezembro de 2013 e 22 e 23 de março de 2014. Como em dezembro/2013 a precipitação local foi de 34,0 mm e em março/2014 foi de 244,0 mm, tomou-se a coleta de dezembro/2013 como de período seco e de março/2014 como representativa do período chuvoso.

Para se observar a dinâmica da variabilidade da pluviosidade e do volume armazenado em cada reservatório um dos três reservatórios entre jan/2013 e mar/2014 (período das coletas), foram elaborados gráficos da distribuição temporal da pluviosidade nos

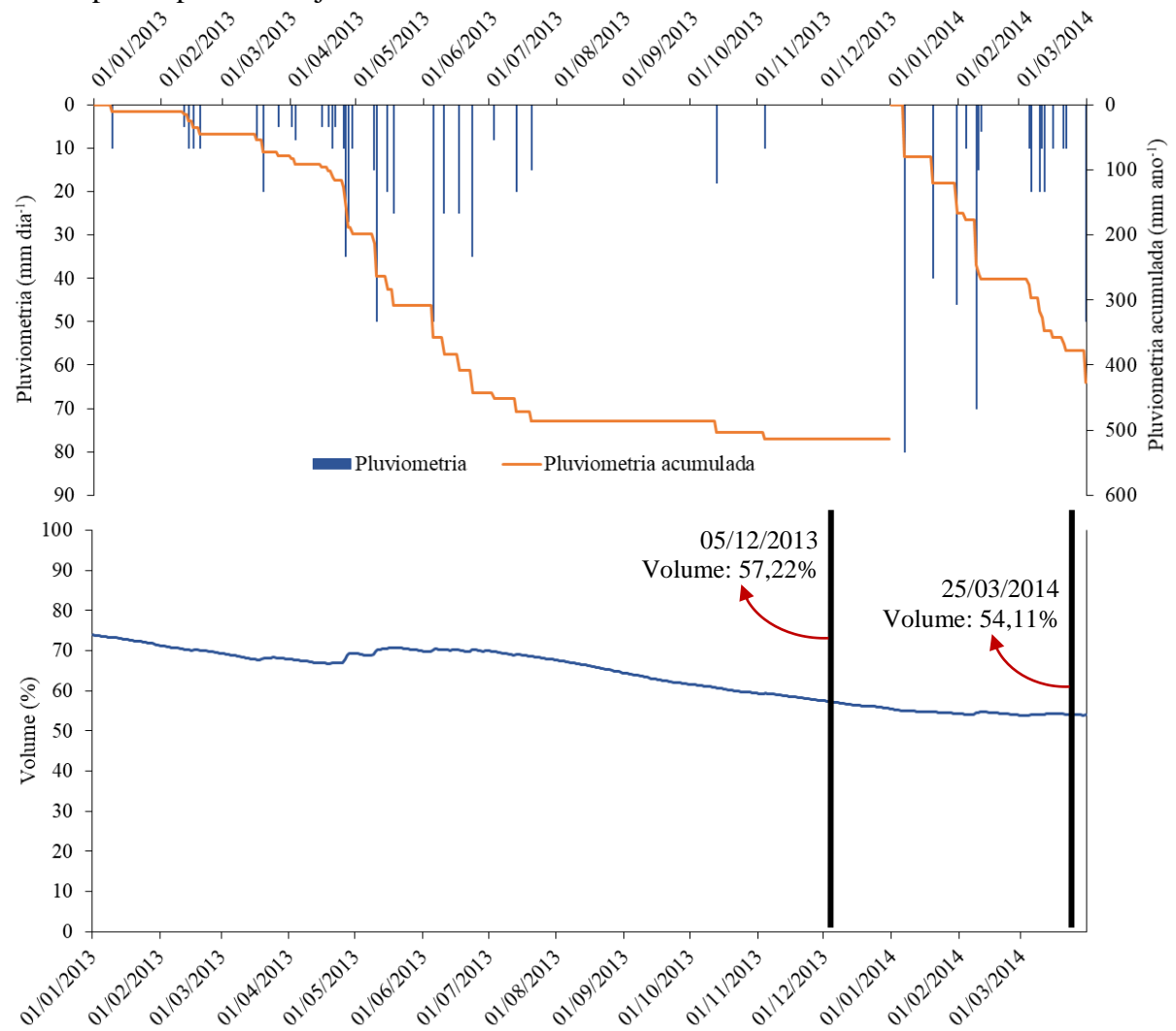
postos pluviométricos de Iguatu, Trussu e Cariús (CEARÁ, 2014) e da variabilidade do volume dos açudes Orós, Trussu e Muquém (CEARÁ, 2014), conforme apresentado nas Figuras 31, 32 e 33, respectivamente.

Figura 31 – Pluviometria diária e acumulada no posto Iguatu, e volume do reservatório Orós para o período de jan/2013 a mar/2014



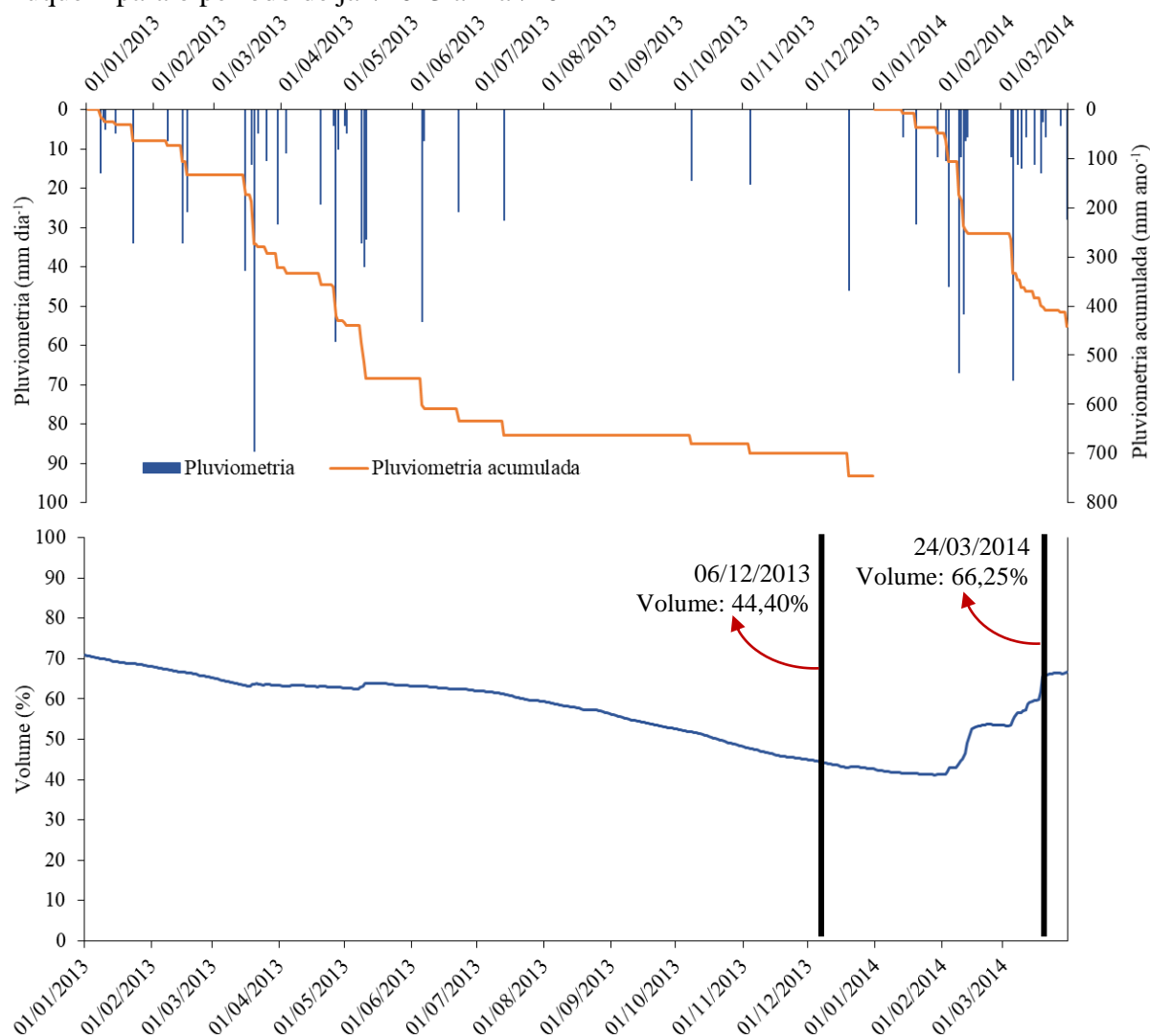
Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 32 – Pluviometria diária e acumulada no posto Trussu, e volume do reservatório Trussu para o período de jan/2013 a mar/2014



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 33 – Pluviometria diária e acumulada no posto Cariús, e volume do reservatório Muquém para o período de jan/2013 a mar/2014



Fonte: Elaborada pelo autor.

6.2.1 Aquisição dos dados espectrais

As leituras radiométricas das superfícies aquáticas em todas as datas foram realizadas preferencialmente no horário compreendido entre 10 e 14h, para minimizar a influência das variações da geometria de visada, causadas pelas mudanças na elevação e declinação solar ao longo do dia. Utilizou-se um espectrorradiômetro *ASD FieldSpec®3 Hi-Res*, com campo de visada de 25°, resolução espectral de 3 nm em 700 nm e 8,5 nm em 1.400 nm e 6,5 nm em 2.100 nm, priorizando-se os comprimentos de onda no intervalo entre 400 e 900 nm. Para aquisição das leituras posicionava-se o Spectron a uma altura aproximada de 1,50 m em relação à superfície da água, com inclinação de 45° com a vertical e em cada ponto amostral foram tomadas pelo menos 10 medidas da água. Para se converter os dados de

reflectância da água em fator de reflectância bidirecional (FRB) foi utilizada, no momento da aquisição dos dados, uma placa de sulfato de bário (Spectralon) como referência e os valores de reflectância espectral adquiridos foram convertidos em FRB utilizando-se da Equação 10.

$$FRB_{\lambda} = \frac{L_{a,\lambda}}{L_{r,\lambda}} \quad (10)$$

onde: FRB_{λ} é o fator de reflectância bidirecional (adimensional); $L_{a,\lambda}$ é a radiância espectral do alvo ($W\ cm^{-2}\ sr^{-1}\ \mu m^{-1}$) e, $L_{r,\lambda}$ é a radiância espectral da placa de referência ($W\ cm^{-2}\ sr^{-1}\ \mu m^{-1}$).

O tratamento preliminar dos dados espectrorradiométricos foi realizado através do programa ViewSpec Pro 6.0.15. Foi aplicado um filtro para reduzir os ruídos de alta frequência e finalmente, foi obtido um espectro para cada estação amostrada, por data de coleta, resultante da média aritmética dos dez espectros medidos em cada uma delas. Posteriormente, os dados de FRB foram exportados para o software MS Excel v. 2013, onde foram confeccionados os gráficos de *FRB x comprimento de onda*.

6.2.2 Coletas e medidas dos atributos limnológicos

Simultaneamente, eram coletadas amostras de água para análise em laboratório, dos atributos físicos, químicos (Figura 5A e B) e biológicos. Também foram tomadas *in loco* as leituras de pH, condutividade elétrica, turbidez, transparência de Secchi (Figura 34D) e temperatura.

Figura 34 – Fotos mostrando os procedimentos de coletas de água para análise físico-química (A, B e C), e leitura da transparência de Secchi (D), no açude Orós





Fonte: Elaborada pelo autor.

Tanto as coletas quanto as leituras dos dados limnológicos em campo (exceção da leitura de Secchi) foram feitas a uma profundidade de 0,30 m. As amostras de água foram coletadas em garrafas de plástico opaco (Figura 34A), identificadas e acondicionadas em caixas térmicas com gelo para posteriormente serem transportadas ao laboratório onde eram realizadas as análises de acordo com APHA (2005) e Jones (1979). As metodologias analíticas utilizadas e as referências para os atributos analisados são descritos na Tabela 14.

Tabela 14 – Atributos analisados, metodologias analíticas e referências

Atributos	Metodologias Analíticas	Referências
Turbidez (uT)	Turbidimétrico	
Condutividade Elétrica (dS m ⁻¹)	Condutivimétrico	
Transparência de Secchi (m)	Visualização em Disco de Secchi	APHA <i>et al.</i> (2005)
pH	Potenciométrico	
Sólidos Dissolvidos Totais – STD (mg L ⁻¹)	Filtração a vácuo com membrana de fibra de vidro 0,45µm de porosidade – Secagem a 103°C – 105°C	
Clorofila-a (µg L ⁻¹)	Espectrofotométrico – Extração a quente com Metanol	JONES, (1979)
Radiância	Espectrorradiômetro	MILTON (1987)

Fonte: adaptada de Lopes (2013).

Para o agrupamento dos dados pelo Dendrograma de Ward foi utilizado o software estatístico IBM® Statistics 20 for Windows®. Na análise de agrupamento (*cluster analysis*) os erros médios das escalas e as unidades das variáveis utilizadas foram evitados através da normalização dos dados ($x = 0$, $\sigma = 1$), conforme a Equação 11.

$$Y_{ij} = \frac{X_{ij} - \bar{X}_i}{S_i} \quad (11)$$

onde: 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 utilizado na definição dos agregados foi o método Ward. Como as variáveis classificatórias escolhidas são variáveis reais e, portanto, são mensuradas em uma escala de intervalo, adotou-se uma medida de distância com propriedades métricas, tendo a escolha recaída no quadrado da distância Euclidiana, por ser essa a mais utilizada (Equação 12).

$$de = \left[\sum_{j=1}^n (P_{p,j} - P_{k,j})^2 \right]^{0,5} \quad (12)$$

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

Na definição de um número ótimo de agrupamentos, empregou-se “o coeficiente de aglomeração” (CA), calculado pela Equação 13, partindo-se do princípio de que aumentos repentinos no valor do coeficiente de aglomeração representam fusão de elementos diferentes, no dendrograma aparecem como maiores distâncias (DILLON; GOLDSTEIN, 1984).

$$CA = \sum_{j=1}^k \left(\sum_{i=1}^{n_j} x_{ij}^2 - \frac{1}{n_j} \left(\sum_{i=1}^{n_j} x_{ij} \right)^2 \right) \quad (13)$$

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

Na classificação pelo SAM a discriminação das curvas espectrais utilizadas como membro de referência foi obtida através da média obtida pela média das curvas obtidas em de cada grupo definido no agrupamento pelo Dendrograma de Ward para os períodos seco e chuvoso.

O algoritmo SAM - Mapeamento por Ângulo Espectral (*Spectral Angle Mapper*), determina a similaridade espectral entre dois espectros, calculando o ângulo entre eles em todas as bandas espectrais, por meio do cálculo do ângulo formado entre um espectro teste (t) e um espectro de referência (r) (LOBO, 2009). Conforme Barbosa (2005), o processo de cálculo do SAM pode ser descrito pela Equação 14:

$$\alpha = \cos^{-1} \left(\frac{\sum_{i=1}^{nb} t_i r_i}{\left(\sum_{i=1}^{nb} t_i^2 \right)^{1/2} \left(\sum_{i=1}^{nb} r_i^2 \right)^{1/2}} \right) \quad (14)$$

onde: nb é o número de bandas; t o espectro em teste; r o espectro de referência, e α o grau de similaridade entre os espectros.

6.3 Resultados e discussão

6.3.1 Atributos limnológicos dos açudes

Analisando-se os resultados para os atributos físico-químicos dos três açudes (Tabela 15), observou-se que a condutividade elétrica apresentou valores sistematicamente baixos, com valor médio máximo encontrado de $0,37 \text{ dS m}^{-1}$, no Orós, para o período seco. Foi neste reservatório, no período seco, que obteve-se a CE máxima de $0,41 \text{ dS m}^{-1}$ para os pontos de coletas P2, P3, P12 e P13, localizados na parte lacustre do corpo hídrico. A condutividade elétrica é uma medida que expressa a habilidade funciona como indicadora do teor de sólidos iônicos dissolvidos na água, sendo que a mesma varia com a concentração total de substâncias ionizadas dissolvidas na água, com a temperatura, com a mobilidade dos íons, com a valência dos íons e com as concentrações real e relativa de cada íon (PINTO, 2007). Segundo Lôndero *et al.* (2011), oscilações na condutividade da água, mesmo que não causem dano imediato ao ser humano, indicam tanto uma possível contaminação do meio aquático por efluentes industriais como o assoreamento acelerado das áreas de entorno dos recursos hídricos. Menores valores de condutividade nesta pesquisa forma observados no açude Muquém, tanto no período seco quanto chuvoso. Para o Trussu, a CE não apresentou variações entre os pontos de coletas e entre os períodos, permanecendo em torno de $0,33 \text{ dS m}^{-1}$. A condutividade elétrica da água de reservatórios superficiais é um reflexo também do tipo de solos e da geologia da área onde os recursos hídricos estão localizados também

Esteves (2011) aborda que o pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes, ao mesmo tempo que uma das mais difíceis de se interpretar em função do grande número de fatores que podem influenciá-lo. O pH é um parâmetro bastante influenciado pela quantidade de matéria morta a ser decomposta no reservatório, pois quanto maior a quantidade de matéria orgânica disponível, menor o pH, pois para haver decomposição desse material muitos ácidos são produzidos. Nesta pesquisa, observou-se em campo que não havia muita matéria orgânica existente nos açudes analisados, o que indica um dos motivos para os valores dos pH encontrados apresentarem-se neutro com variações para alcalino (Tabela 15). O pH das águas do Muquém foi o único que apresentou valor médio totalmente neutro (6,93 para o período chuvoso), com leve oscilação para alcalino (8,27) no período seco. O maior valor de pH médio foi 9,96, no açude Trussu, para o período chuvoso, entretanto o máximo valor encontrado foi 9,57 para o açude Orós no período chuvoso no P12. É importante destacar que como nos três reservatórios há a criação de piscicultura a faixa

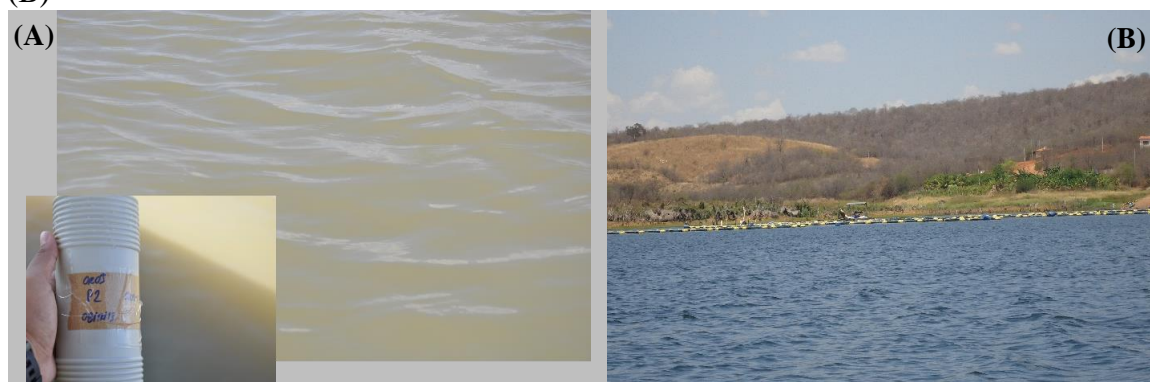
ideal de pH deverá estar entre 6,0 e 9,0, sendo que valores abaixo de 4,5 ou acima de 10 poderão ocasionar a mortalidade dos peixes (SILVA; FERREIRA; LOGATO, 2003). Ainda de acordo com Ivanova e Kazantseva (2006) a flutuação pH da água juntamente o teor de Sólidos Dissolvidos Totais influenciam na limitação da diversidade de espécies das comunidades zooplantônicas dos lagos.

Quanto à turbidez, trata-se de um atributo que é influenciado pela presença de partículas em suspensão e coloides, derivadas de argila, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida, plâncton e outros organismos microscópicos. A presença destas partículas provoca a dispersão e a absorção da luz, deixando a água com aparência turva, esteticamente indesejável e potencialmente perigosa, pois pode prejudicar a fotossíntese das algas e plantas aquáticas submersas.

Nos eventos de floração a turbidez pode atingir valores elevados (BOLLMANN *et al.*, 2005). Para esta pesquisa, encontrou-se os maiores valores no período seco para os três açudes, alcançando valores máximos de 125 UNT no Orós e no Muquém (Tabela 15). No Orós esse valor de turbidez deu-se no P02, o local de coleta situado na parte mais alta do reservatório, onde acontece a afluição do Rio Jaguaribe no reservatório. Neste local, é onde se dá o maior aporte de sedimentos e partículas e por ser um ponto onde a profundidade é mínima no período seco a concentração de fitoplâncton é elevada. No dia da coleta, o volume armazenado no Orós era de 44,71%, sem aporte de chuvas nos últimos 30 dias antes da coleta (Figura 31), a transparência medida com o disco de Secchi no local foi de 0,09 m, Tabela 15.

A Figura 35A traz uma visão geral da superfície da água no P02, no momento da coleta. No Muquém, a turbidez máxima também foi identificada no P02, próximo ao local onde estão os empreendimentos de piscicultura do reservatório (Figura 35B). Conforme visto na Figura 33, na data da coleta o açude Muquém estava com 44,40% de sua capacidade e não aconteceu aporte de chuvas na região nos dias anteriores à coleta.

Figura 35 – Registro do ponto de coleta P02 do açude Orós, na campanha de dezembro de 2013 (A) e do ponto de coleta P02 no Muquém com a localização da área de piscicultura (B)



Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 15 – Concentração média, mínima, máxima, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) e número de amostras (N) dos atributos físico-químicos e biológico nas águas dos açudes Orós, Trussu e Muquém, nos períodos chuvoso e seco

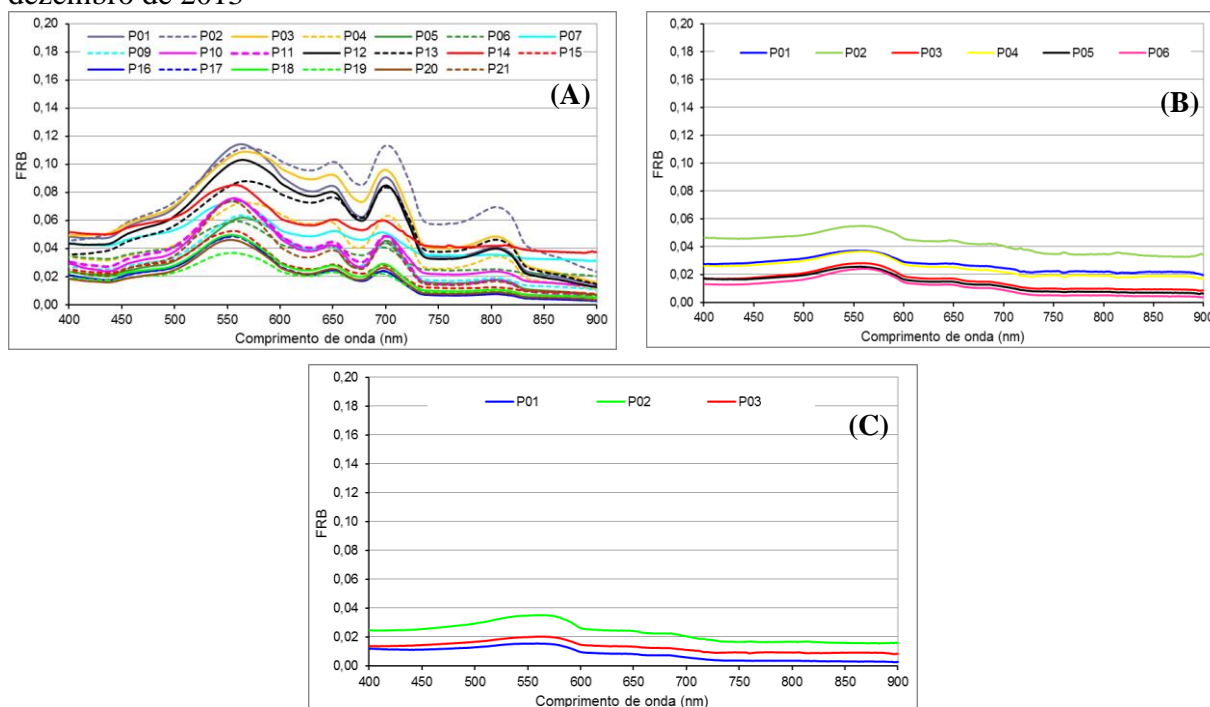
		Açude Orós (P1 – P20)		Açude Trussu (P1 – P6)		Açude Muquém (P1 – P3)	
		Período chuvoso	Período Seco	Período chuvoso	Período Seco	Período chuvoso	Período Seco
CE (dS m ⁻¹)	Média ± DP	0,33 ± 0,061	0,37 ± 0,033	0,33 ± 0,001	0,33 ± 0,001	0,21 ± 0,002	0,19 ± 0,064
	Mínimo	0,18	0,28	0,33	0,33	0,21	0,12
	Máximo	0,37	0,41	0,33	0,33	0,21	0,23
	CV (%)	18,48	8,92	0,03	0,30	0,95	32,68
	N	20	20	6	6	3	3
pH	Média ± DP	8,35 ± 0,687	8,76 ± 0,284	9,96 ± 0,363	8,53 ± 0,082	6,93 ± 0,379	8,27 ± 0,058
	Mínimo	7,10	8,30	6,36	8,40	6,50	8,20
	Máximo	9,57	9,20	7,26	8,60	7,20	8,30
	CV (%)	8,23	3,24	5,22	0,96	5,47	0,70
	N	20	20	6	6	3	3
Transparência (m)	Média ± DP	0,72 ± 0,237	0,51 ± 0,351	2,66 ± 0,145	1,66 ± 0,141	4,12 ± 0,416	3,11 ± 0,472
	Mínimo	0,27	0,09	2,45	1,46	3,86	2,80
	Máximo	0,97	1,14	2,80	1,81	4,60	90,09
	CV (%)	32,92	68,82	5,45	8,49	10,10	15,18
	N	20	20	6	6	3	3
Turbidez (UNT)	Média ± DP	3,54 ± 3,957	28,68 ± 32,386	0,54 ± 0,282	4,42 ± 10,574	0,06 ± 0,017	52,50 ± 62,799
	Mínimo	0,04	6,00	0,08	0,10	0,05	15,00
	Máximo	9,99	125,00	0,87	26,00	0,08	125,00
	CV (%)	111,78	112,920	52,22	239,23	28,33	119,62
	N	11	20	6	6	3	3
Clorofila- <i>a</i> (ug L ⁻¹)	Média ± DP	22,61 ± 11,154	41,54 ± 23,560	1,10 ± 0,420	4,14 ± 3,079	1,17 ± 0,443	6,39 ± 2,496
	Mínimo	1,42	2,22	0,60	1,31	0,82	4,62
	Máximo	45,84	81,53	1,60	9,31	1,67	8,15
	CV (%)	49,33	56,72	38,18	74,37	37,86	39,06
	N	20	16	6	6	3	2

Fonte: Elaborada pelo autor.

6.3.2 Resposta espectral das águas dos açudes

As diferenças entre os reservatórios verificadas nas variáveis limnológicas são observadas também na reflectância. Analisando as respostas espectrais das águas dos açudes Orós, Trussu e Muquém para dezembro de 2013 – período seco (Figura 36A, B e C), observa-se que os menores valores ocorreram para as águas do Muquém, onde o P02 – foi a curva que apresentou valores mais elevados – chegou a um FBR máximo de 0,03. O Trussu apresentou FBR máximo próximo a 0,06.

Figura 36 – Resposta espectral das águas dos açudes Orós (A), Trussu (B) e Muquém (C), em dezembro de 2013



Fonte: Elaborada pelo autor.

Tanto as águas do Muquém quanto do Trussu mantiveram suas respostas espectrais de forma suave em todos os pontos amostrais; essas respostas são características de águas de alta transparência com baixas concentrações de TSS. Ferreira e Pereira Filho (2009), também associaram as baixas variações de reflectância das águas de ambientes lóticos do estado do Rio Grande do Sul/Brasil à baixa concentração de TSS e à alta transparência nestes ecossistemas. Entretanto, ambos os reservatórios estudados nesta pesquisa, apresentaram pequenos picos de reflectância na faixa do verde do espectro eletromagnético (em torno de 560 nm), demonstrando que, mesmo se tratando de águas claras quanto à concentração de sólidos, as mesmas não estão totalmente livres da presença de pigmentos fotossintetizantes

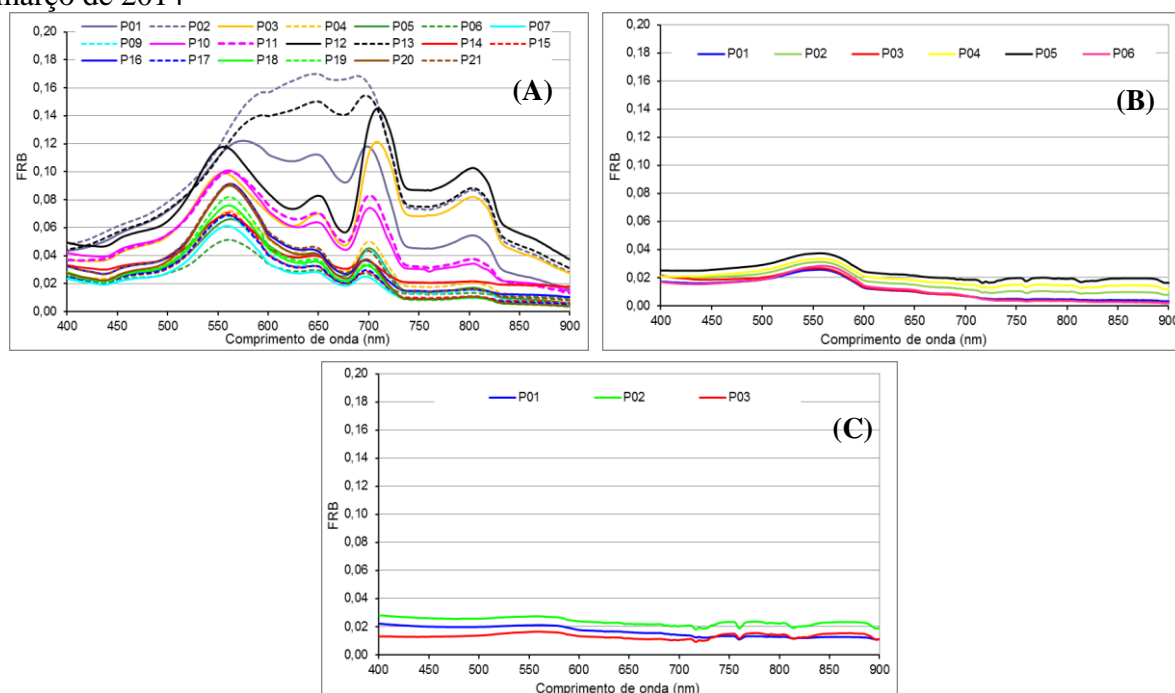
em sua superfície. O fato da resposta destes pigmentos não serem tão elevados nesses açudes podem ser em decorrência da presença de matéria orgânica nas águas dos mesmos. Nas observações em campo, constatou-se, que as águas do Muquém, mesmo transparentes, apresentavam visualmente tonalidade escura ao longo de sua coluna. Este fato pode decorrer da presença de matéria orgânica na água em função das árvores existentes dentro do próprio espelho d'água, remanescentes ainda quando da época anterior à construção do açude.

As águas do açude Orós (Figura 36A e 37A) tanto no período seco quanto chuvoso apresentaram espectros com alto valor de reflectância, associado com a alta concentração de sólidos solúveis e clorofila-*a*. No Orós, Os comprimentos de ondas espectrais foram bem mais expressivos do que os outros dois açudes, com valores máximos de FRB próximos a 0,12, em 700 nm. Uma transparência relativamente baixa e valores elevados de reflectância da água nessa faixa do vermelho estão associados às altas concentrações de TSS, e conseqüentemente ao maior espalhamento da REM no dia da coleta (NOERNBERG *et al.*, 1996; TRENTIN, 2009). Picos de reflectância nas águas do açude foram observados em 569, 650 e 700 nm. Algumas amostras, principalmente a dos pontos P04, P05, P09, P10 e P11, tiveram o pico máximo na faixa do verde em 558 nm. Esses locais de coleta compõem uma região do reservatório compreendida ao norte do setor fluvial do reservatório. Já as amostras onde a reflectância máxima na faixa verde foi de 53 a 569 nm foram coletados nos pontos amostrais P01, P02, P03, P12 e P13, que estão localizados na parte fluvial mais alta do reservatório, onde os atributos limnológicos foram mais acentuados. O deslocamento de pico de reflectância de 565 nm para 580 nm é causado pelos pigmentos. Na faixa de comprimento de onda do verde, está a reflectância da clorofila-*a*, que se mostrou presente em todos os pontos de coleta do reservatório. Este fato também está demonstrado no pico de reflectância na região do infravermelho (700 nm), que teve magnitude maior do que o pico na região do verde no P02 em função da alta concentração de clorofila-*a* (floração de algas).

De acordo com Weaver e Wrigley (1994) o pico de reflectância no vermelho é provocado pela fluorescência da clorofila-*a* (685 nm) em florações de algas, ocorrendo o deslocamento para comprimentos de onda maiores, chegando a 700 nm. Em todas as amostras ocorreu feição de absorção em 675 nm, associada também à clorofila-*a*. Um pico de absorção ao redor de 630 nm, associado ao pigmento ficocianina presente em cianobactérias, foi observado em todas as amostras do Orós para o período seco. Observou-se ainda para o período leves picos em torno de 460 nm, que estão relacionados à presença de clorofila-*b* e clorofila-*c* (*chl-b* e *chl-c*, respectivamente), encontrados em algumas espécies de fitoplâncton.

Na coleta representativa do período chuvoso (março de 2014), as respostas espectrais para cada reservatório (Figura 37A, B e C) foram semelhantes àquelas medidas em dezembro de 2014, quanto à sua forma e distribuição. Mudanças ocorreram, entretanto, nos valores da FBR. No Orós, a FBR alcançou valores máximos próximos a 0,18, no P02 (Figura 37A).

Figura 37 – Resposta espectral das águas dos açudes Orós (A), Trussu (B) e Muquém (C), em março de 2014



Fonte: Elaborada pelo autor.

Para o período, as curvas P02 e P13 apresentaram comportamento semelhante entre si e diferenciando-se das demais curvas (Figura 37A). Para esses dois pontos amostrais a região espectral compreendida entre 590 e 690 nm não apresentou picos de absorção e sim de reflectância. Este comportamento é típico de águas com presença de sedimentos em suspensão. Conforme constatou Jensen (2009), quando a concentração de sedimentos em suspensão na água aumenta, a reflectância é maior em todos os comprimentos de onda, principalmente na faixa entre 500 e 700 nm, além de apresentar um aumento em direção à faixa do infravermelho. Kirk (2009) também destaca que a presença de sólidos inorgânicos em suspensão ocasiona uma elevação dos comprimentos de onda de 570 a 680 nm. Destaca-se que os pontos de coletas P02 e P13 estão situados próximos à afluência do rio Jaguaribe no Orós (Figura 30), onde é comum o aporte de sedimentos e de sólidos em suspensão, principalmente no período chuvoso. Assim, a elevada reflectância das águas no período

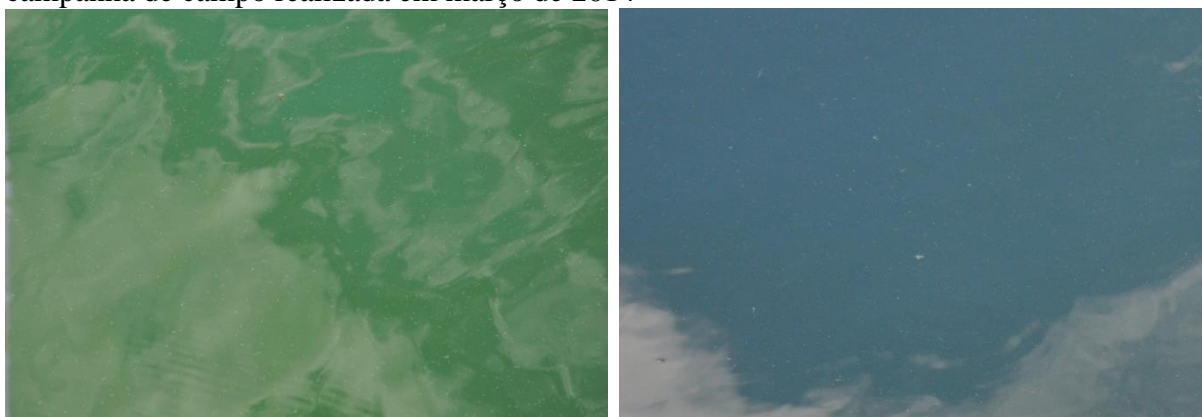
chuvoso em relação ao período seco para todos os comprimentos de onda nesses dois pontos amostrais evidencia a ocorrência de carreamento de materiais inorgânicos ao reservatório, principalmente pela ação das chuvas. Além disso, a maioria dos espectros do Orós tem um pico entre 550 e 600 nm e uma inclinação de 400 a 550 nm, indicativos de alta absorção de matéria orgânica dissolvida (CDOM) e de partículas não algais (RUDDICK; DE CAUWER; PARK, 2006).

Para todos os pontos amostrais no período chuvoso (Figura 4), as águas do Orós apresentaram picos de reflectância máximo no verde (550 nm) indicando águas com espalhamento interno das células dos organismos fitoplanctônicos (NOVO, 2010). O ponto de absorção em 675 nos espectros também caracteriza o pigmento fotossintético da clorofila-*a*, pois a mesma absorve fortemente neste comprimento de onda para realizar o processo de fotossíntese (NOVO, 2001; ESTEVES, 2011). Respostas espectrais semelhantes foram obtidas por Londe (2008) avaliando águas de um reservatório em São Paulo, por Sarmiento e Pereira Filho (2015) em águas de um reservatório localizado no Rio Grande do Sul e por Corazza, Pereira Filho e Basso (2013) em dois reservatórios também do Rio Grande do Sul. Observa-se ainda nas águas do Orós, para todos os pontos, picos de reflectância também muito próximo à faixa dos comprimentos de onda do vermelho (650 e 700 nm), o que demonstra a provável influência dos sedimentos inorgânicos suspensos, que ocasionam o deslocamento do pico de reflectância em direção aos maiores comprimentos de onda (HAN; HUNDQUIST, 1997).

Assim como no período seco as águas do Trussu e Muquém não apresentaram grande variabilidade em suas curvas de reflectância no período chuvoso, com reflectâncias muito baixas e não apresentando picos de reflectância consideráveis (Figura 37B e C). É importante destacar que quanto mais pura for a água, mais baixa é a sua absorção no intervalo do azul (400 – 500 nm), crescendo rapidamente em direção à faixa do infravermelho próximo, ou seja, em torno de 450 nm, a absorção pela água pura é desprezível e praticamente toda energia que atravessa a interface ar/água atravessa em quase toda sua totalidade os primeiros metros da coluna de água (CICERELLI, 2013; KARABULUT; CEYLAN, 2005). Ao se estimar o espectro de reflexão da água pura pela razão do coeficiente de espalhamento/coeficiente de absorção, a energia refletida pela água pura é máxima na região do azul e decresce em direção ao vermelho (WACHHOLZ, 2007). As águas do Trussu (Figura 37B), em relação às águas do Muquém (Figura 37C) apresentam um pico de reflectância em 550 nm na faixa de 550 nm. Tal fato expressa a presença de fitoplâncton, em sua superfície, mesmo que em quantidade pequena. De fato, nas campanhas de campo

constatou-se a existência de pequenos pontos verdes sobre a superfície da água desse reservatório, conforme se pode observar nas fotografias registradas nessa campanha (Figura 38).

Figura 38 – Fotos da superfície aquática dos pontos amostrais P04 e P05, no açude Trussu, na campanha de campo realizada em março de 2014



Fonte: Elaborada pelo autor.

As curvas espectrais dos açudes Trussu e Muquém são totalmente distintas das curvas referentes às águas do açude Orós. A baixa variabilidade e concentração dos Componentes Opticamente Ativos (COAs) nos açudes Trussu e Muquém resultaram de águas com baixa reflectância, alcançando FRB máximo de 0,04 no Trussu (Figura 37B), enquanto que no Orós ocorreu o oposto, tendo-se águas de altas reflectâncias associadas à considerável variação e concentração dos COAs. Fato semelhante foi constatado também por Wachholz (2007) em reservatório localizado na região Sul do Brasil e por Corazza (2010) que nas águas do reservatório Dona Francisca observou reflectância próximo a 16%.

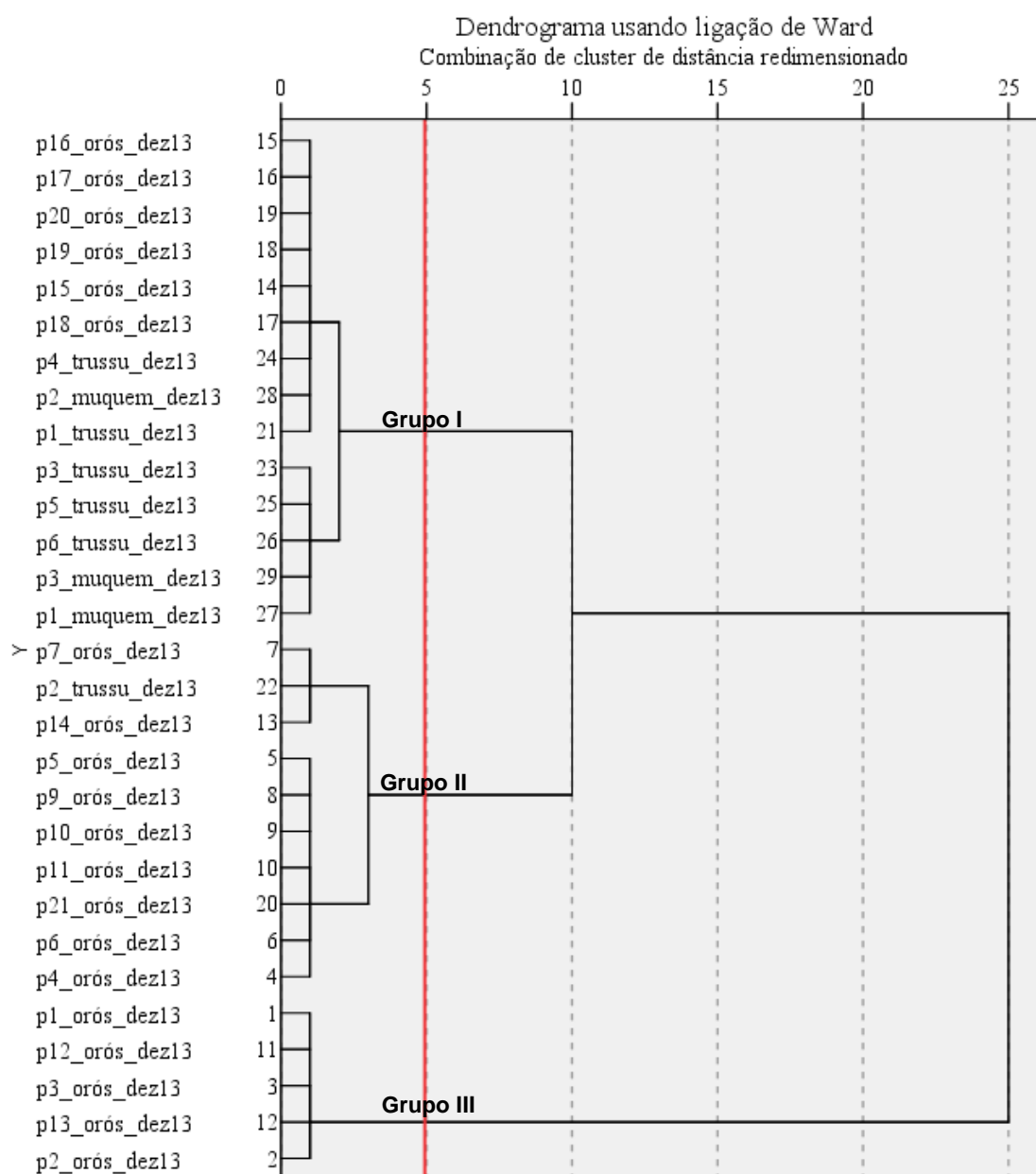
6.3.2.1 Agrupamento das curvas espectrais pelo Dendrograma de Ward

O agrupamento pelo Dendrograma de Ward da resposta espectral das águas dos três reservatórios no período seco, dividiu as águas em três grupos (Figura 39). Entretanto, observa-se que a divisão não ocorreu individualizando cada reservatório em um grupo separadamente. O Orós, por ser um reservatório de espelho d'água de grande extensão teve sua resposta espectral dividida nos três grupos.

No Grupo I do dendrograma de classificação observa-se que as características espectrais das águas das zonas de transição e lacustre do Orós assemelham-se às águas do Trussu e do Muquém. Isso ocorreu porque nos pontos amostrais localizados no centro do

Orós (zona de transição) e na sua parte baixa (zona lacustre) foram onde obteve-se os valores mais baixos de FRB, conforme pode-se observar na Figura 36A; Nestas regiões, que é a parte mais profunda do reservatório os COAs estão menos concentrados, justificando a similaridade espectral das águas do Orós com a dos outros dois reservatórios, que são águas de características espectrais mais claras. Batista *et al.* (2013) analisando os parâmetros que interferem na eutrofização das águas do Orós, constatou também através da análise de agrupamento hierárquico que as águas do açude foram divididas em dois grupos – parte alta e parte baixa do reservatório.

Figura 39 – Dendrograma dos espectros agrupados dos açudes Orós, Trussu e Muquém, para a coleta de dezembro de 2013



Fonte: Elaborada pelo autor.

Seguindo-se os mesmos grupos formados com os dados de reflectância apresentados na Figura 35, elaborou-se uma tabela de agrupamento contendo a condutividade elétrica, a clorofila-*a*, transparência e turbidez, para outubro de 2013 (Tabela 16)

Tabela 16 – Agrupamento dos dados limnológicos, de acordo com dendrograma de agrupamento dos dados espectrais para dezembro de 2013

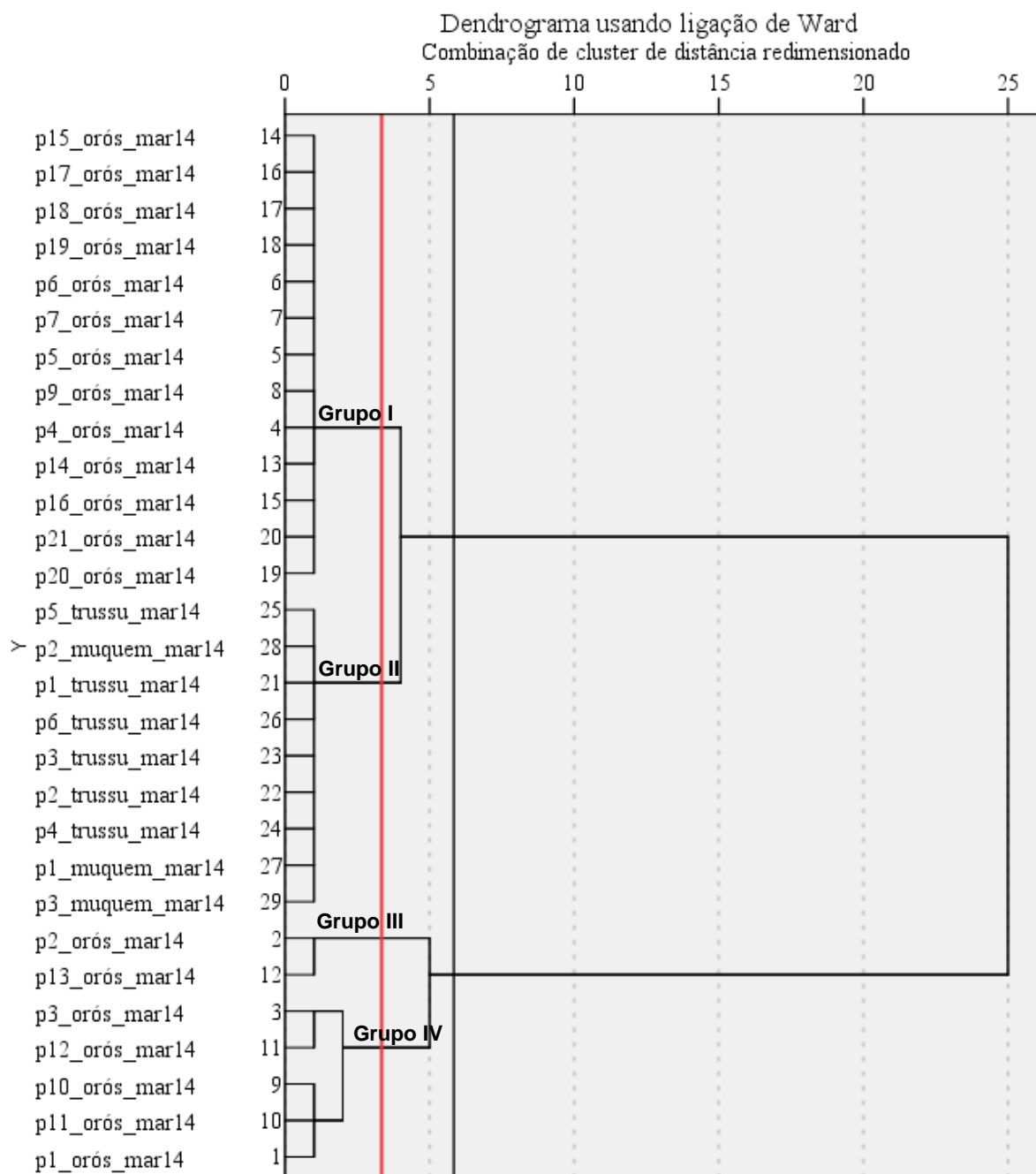
Valor	CE (dS m ⁻¹)	Clorofila- <i>a</i> (ug L ⁻¹)	Transparência (m)	Turbidez (NTU)	GRUPO
Mínimo	0,12	1,31	0,09	7,20	
Máximo	0,37	81,53	3,90	7,70	
Médio	0,31	23,74	1,30	9,00	I
Desvio padrão	0,07	30,01	1,01	7,10	
C.V. (%)	22,52	126,43	77,87	10,40	
Mínimo	0,28	1,59	0,12	0,10	
Máximo	0,39	65,40	1,46	26,00	
Médio	0,36	26,47	0,58	16,43	II
Desvio padrão	0,04	18,76	0,43	9,83	
C.V. (%)	10,62	70,85	74,98	59,82	
Mínimo	0,40	27,50	0,09	30,00	
Máximo	0,41	64,44	0,18	125,00	
Médio	0,41	51,42	0,13	73,20	III
Desvio padrão	0,00	16,98	0,04	38,26	
C.V. (%)	1,10	33,03	30,28	52,27	

Fonte: Elaborada pelo autor.

A clorofila-*a* e a CE no período seco foram mais expressivas no Grupo I, onde se presencia os maiores valores e a maior variação. Este fato explica-se porque neste grupo (Figura 35) estão reunidos os três reservatórios; O Orós com suas águas caracterizadas pelos elevados valores dos atributos limnológicos, O Trussu com qualidade das águas intermediárias e o Muquém, onde as águas apresentam-se com curvas espectrais semelhantes a águas claras. Neste período, as águas que se mostraram mais homogêneas estão no Grupo II, em que no geral obteve-se menores CVs para os atributos analisados (Tabela 16).

No período chuvoso, a resposta espectral das águas apareceu mais heterogênea do que para o período seco, apresentando divisão em quatro grupos (Figura 40).

Figura 40 – Dedrograma dos espectros agrupados dos açudes Orós, Trussu e Muquém, para a coleta de março de 2014



Fonte: Elaborada pelo autor.

No Grupo I, agruparam-se as respostas espectrais das águas da parte lacustre – parte baixa – do açude Orós, representadas por P4, P5, P6, P7, P9, P14, P15, P16, P17, P18, P19, P20 e P21 e, no Grupo II ficaram incluídas somente todas as águas do Trussu e do Muquém. Os demais pontos amostrais do Orós foram distribuídos entre os Grupos III (P2 e P13) e IV (P1, P3, P10, P11 e P12).

Portanto, com as chuvas os pequenos reservatórios não sofrem tanta influência em suas características espectrais, haja vista os dois reservatórios estarem incluídos no mesmo grupo de similaridade. Entretanto, o mesmo não ocorreu com o grande reservatório que mesmo tendo suas águas subdivididas em três grupos, em nenhum deles se assemelhou às águas do Trussu e Muquém, que são aquelas consideradas de melhor qualidade.

Esses resultados mostram que espectralmente as águas dos reservatórios superficiais localizados na região semiárida apresentam maior similaridade entre eles no período seco. Esse comportamento pode estar associado à dinâmica dos Componentes Ópticamente Ativos (COAs) na época das chuvas. Principalmente a atividade fitoplanctônica que encontra nesse período condições propícias ao seu desenvolvimento em escala maior (ENNES; FERREIRA; GALO, 2012). Meireles *et al.* (2012) constataram através da análise de agrupamento espectral da água em dois reservatórios (um urbano e outro no semiárido brasileiro) que os mesmos se distinguem em decorrência da predominância dos COAs em suas águas. Observou-se que tanto no período seco quanto chuvoso as águas dos açudes Trussu e Muquém encontram-se quase que totalmente no mesmo grupo, mostrando que essas águas são espectralmente similares. Entretanto, as águas do açude Orós sempre se apresentam divididas em grupos espectrais diferentes dentro de cada período. Para o primeiro caso tratam-se de reservatórios menores e mais novos do que o Orós. Neste último, devido à grande extensão do espelho d'água (segundo maior do Estado) era de se esperar que suas águas apresentassem maior heterogeneidade espectral, haja vista a distribuição dos COAs em sua extensão. Lopes (2013) constatou que as águas desse reservatório tem sua homogeneidade influenciada por ações antrópicas que aparecem nas proximidades do Açude e ao longo de sua bacia.

Quanto à similaridade das águas para o período chuvoso, tomando-se os atributos limnológicos (Tabela 17), constata-se que o Grupo I foi o que apresentou menores CVs dos atributos. Pode-se atribuir essa afirmação ao fato de que neste Grupo ficaram reunidas apenas as águas do Orós (Figura 36).

Tabela 17 – Agrupamento dos dados limnológicos, de acordo com dendrograma de agrupamento dos dados espectrais para março de 2014

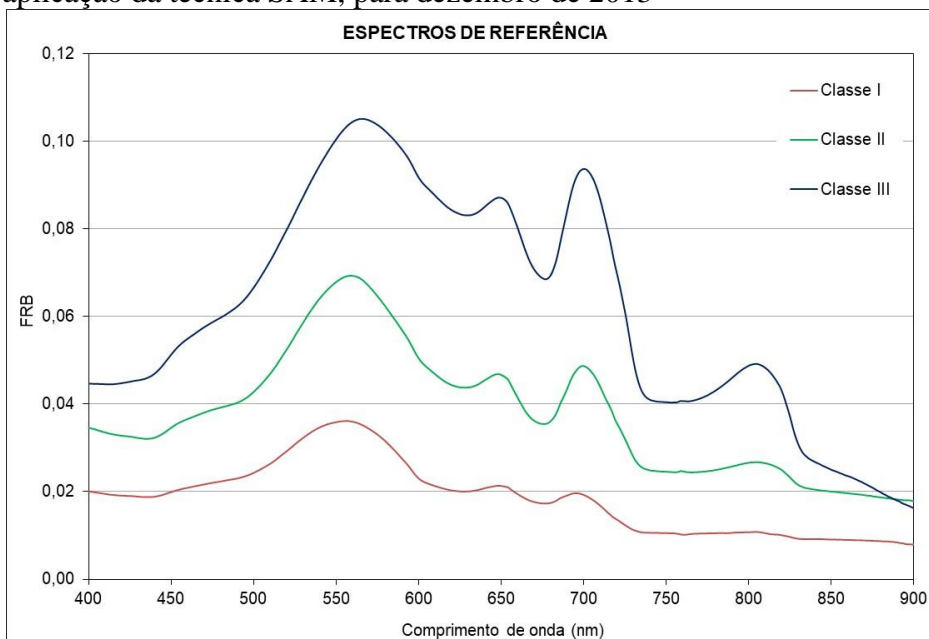
Valor	CE (dS m ⁻¹)	Clorofila- <i>a</i> (ug L ⁻¹)	Transparência (m)	Turbidez (NTU)	GRUPO
Mínimo	0,36	4,66	0,56	0,04	
Máximo	0,37	34,54	0,97	9,99	
Médio	0,36	22,71	0,85	4,21	I
Desvio padrão	0,00	8,90	0,13	4,09	
C.V. (%)	0,95	39,20	15,34	97,24	
Mínimo	0,21	0,60	2,45	0,05	
Máximo	0,33	1,67	4,60	0,87	
Médio	0,29	1,15	3,15	0,38	II
Desvio padrão	0,06	0,42	0,77	0,33	
C.V. (%)	21,08	36,31	24,43	86,51	
Mínimo	0,18	1,42	0,27	0,08	
Máximo	0,19	26,61	0,78	0,08	
Médio	0,19	14,02	0,53	0,08	III
Desvio padrão	0,01	17,81	0,36	-	
C.V. (%)	3,39	127,09	68,69	-	
Mínimo	0,25	12,14	0,28	1,00	
Máximo	0,32	45,84	0,59	1,00	
Médio	0,28	25,78	0,46	1,00	IV
Desvio padrão	0,03	14,98	0,16	-	
C.V. (%)	9,87	58,12	35,08	-	

Fonte: Elaborada pelo autor.

6.3.2.2 *Curvas espectrais de referência e classificadas pelo SAM*

As curvas espectrais médias definidas como membros de referência para as classes de reflectância das águas para o período seco estão apresentadas na Figura 41, e a Figura 42 indica as curvas espectrais classificadas pelo SAM em cada categoria espectral.

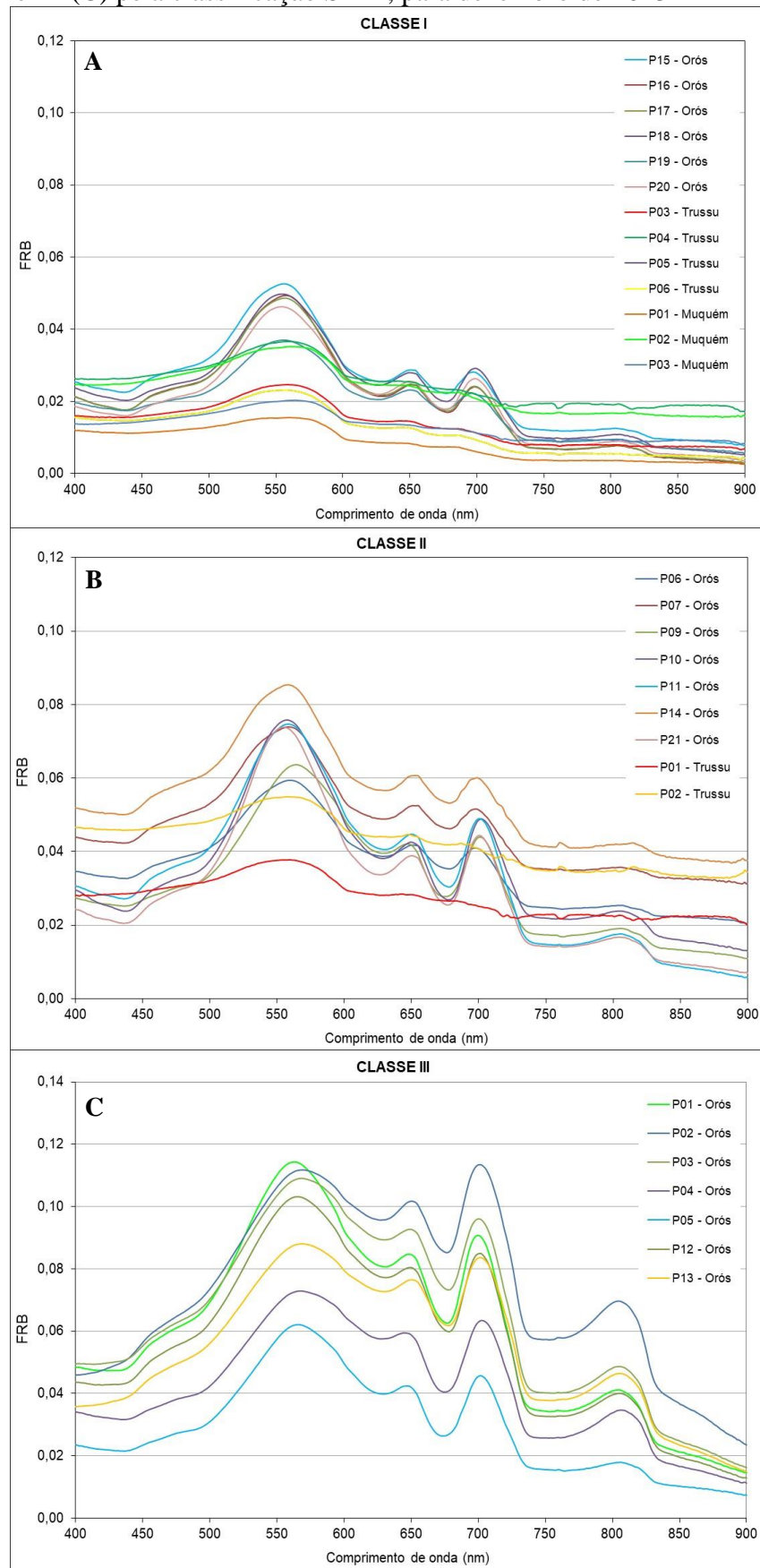
Figura 41 – Curvas espectrais médias utilizadas como referência para aplicação da técnica SAM, para dezembro de 2013



Fonte: Elaborada pelo autor.

A técnica SAM mostrou que na Classe I (Figura 24A) estão as águas com FRB mais elevado, onde os picos de reflectância superam 0,10 na região do verde (565 nm). Na Classe II (Figura 42B) a forma da curva de referência também se assemelhou à Classe I, embora com valores menores, com o máximo chegando a 0,07 em 560 nm. Este fato indica que nos pontos amostrais da Classe II os Componentes Opticamente Ativos presentes são semelhantes àqueles da Classe I, embora em concentrações mais elevadas, conforme se observa através da posição dos pontos de reflectância e de absorção das curvas. Já no espectro de referência da Classe III, o pico de máxima foi de 0,036 em 558 nm, sendo portanto dentre as três, a classe com menores valores de FRB detectados e apresentando uma certa suavidade nos picos e vales das curvas (Figura 42C).

Figura 42 – Curvas espectrais associadas às Classes I (A), II (B) e III (C) pela classificação SAM, para dezembro de 2013



Fonte: Elaborada pelo autor.

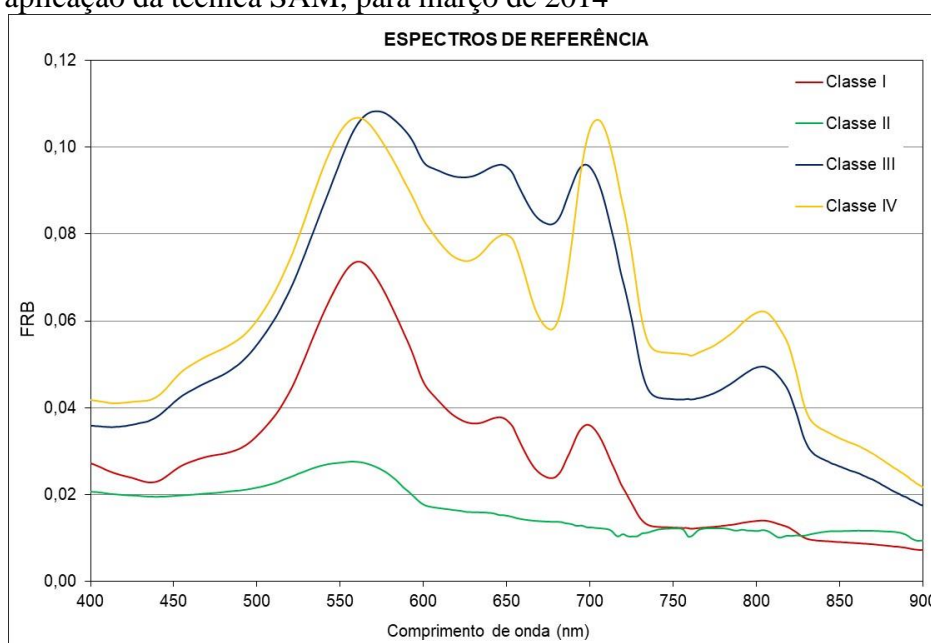
É importante destacar que em dezembro de 2013 as três Classes apresentaram as seguintes características: uma crescente reflectância na região do verde com aumento da concentração da clorofila-*a* em decorrência da baixa absorção pelos pigmentos na região do verde, além do retroespalhamento interno nas células do fitoplâncton (HAN, 2005). A predominância de pigmentos exclusivos das cianobactérias – a ficocianina, que é observado nas curvas das três Classes através do pico de absorção máxima em 620 nm e de fluorescência em 650 nm, típico do grupo das cianobactérias (LOBO, 2009). A presença de sólidos inorgânicos em suspensão nas águas analisadas é visível nas três classes pelo pico de reflectância em 810 nm, o que é ocasionado pelo espalhamento por SIS. Pequenos pontos de absorção próximo a 440 nm podem estar relacionados à presença de matéria orgânica dissolvida nas águas dos reservatórios para o período, porém conforme se observa nas curvas referência das três Classes (Figura 41) tal fato não acontece com tanta proeminência.

A associação das curvas do FRB obtidas nas três classes espectrorradiométricas relacionadas a cada um dos membros de referência (Figura 41) por meio da classificação supervisionada SAM resultou em 13 curvas espectrais inseridas na Classe I (Figura 42A). Esta Classe diferiu do conjunto de espectros do Grupo I do Dendrograma (Figura 40) em função do P01 do Trussu, que na classificação pelo SAM foi agrupado na Classe II. Na Classe I estão as águas em que o FRB máximo chegou a 0,0526, P15-Orós. São as águas com menores concentrações de fitoplâncton, inclusive de Chl-*a*, conforme mostrado na Tabela 17. Na Classe I, pela técnica SAM estão agrupadas as águas do açude Muquém, que são aquelas com maiores valores de transparência (máx. 3,90 m), (Tabela 16), o que confere a esta Classe águas de características espectrais mais claras e menor reflectância, justificando portanto ser esta a Classe com os menores valores de FBR presenciados.

Para a Classe II, Figura 42B, no período seco a técnica SAM agrupou as águas em que o FRB máximo alcançou 0,0854 (P14, Orós). Nesta Classe, o SAM diferenciou do Grupo II do Dendrograma por não considerar os Pontos P04 e P05 do Orós. Observando o formato das curvas espectrais destes dois pontos, entende-se que realmente elas apresentam maior semelhança às curvas da Classe II quanto às variações angulares, comprovando a eficiência da técnica de classificação pelo SAM em detrimento à do Dendrograma. Nas águas de Classe II, para o período seco, o formato das curvas assemelha-se àquelas da Classe I, comprovando que nestes pontos amostrais os Componentes Ópticamente Ativos presentes são semelhantes àquelas da Classe I, embora em concentrações mais elevadas, conforme se observa através da posição dos pontos de reflectância e de absorção das curvas.

Na Figura 43 são mostradas as curvas espectrais médias definidas como espectros de referência para as classes de águas coletadas no período chuvoso (março de 2014). Foram obtidas quatro classes, assim como quando utilizada a técnica de agrupamento pelo Dendrograma para o mesmo período (Figura 40). Para este período a refletância da água atingiu valores máximos acima de 10%, conforme se observa para as Classes III e IV.

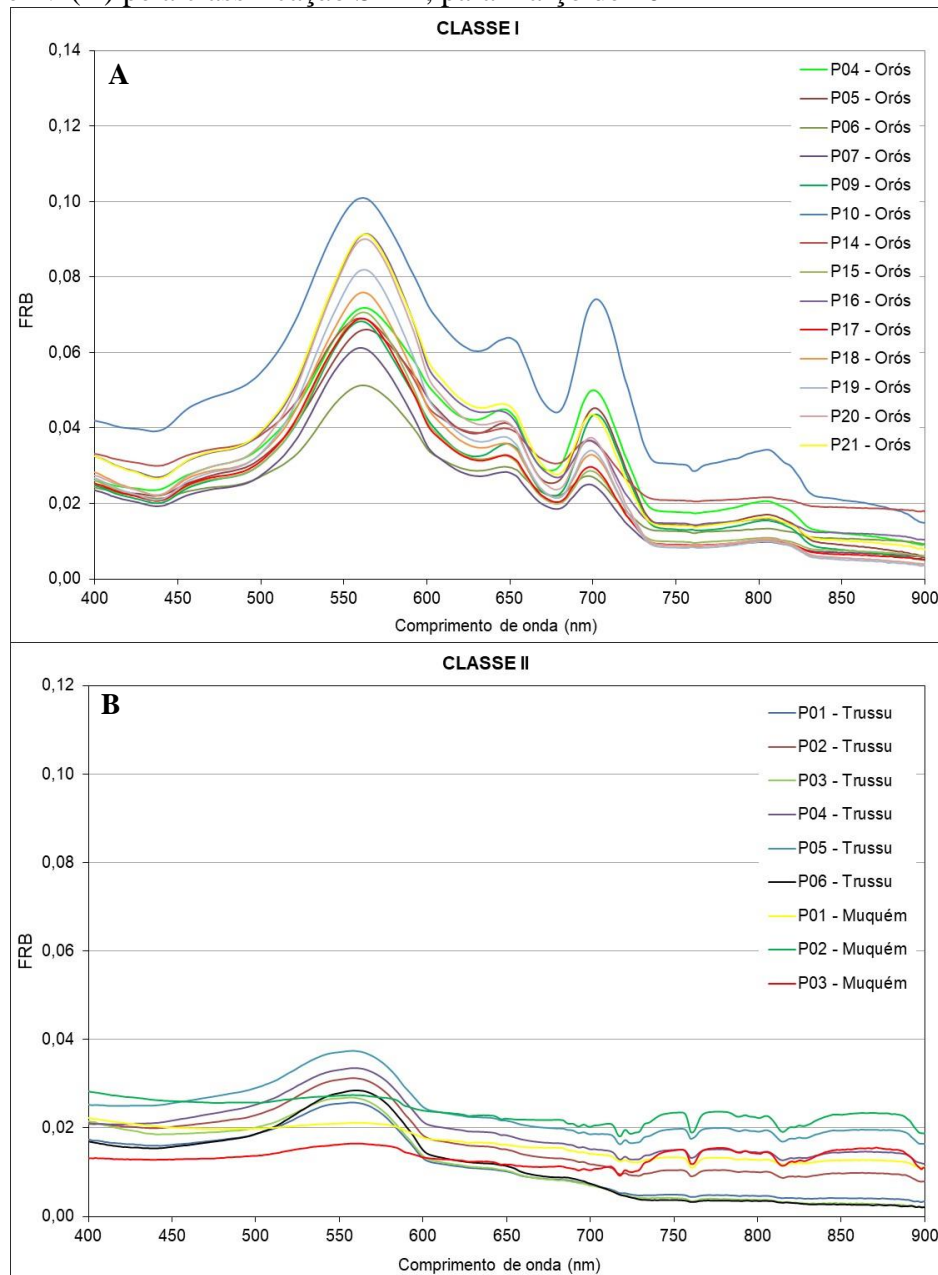
Figura 43 – Curvas espectrais médias utilizadas como referência para aplicação da técnica SAM, para março de 2014

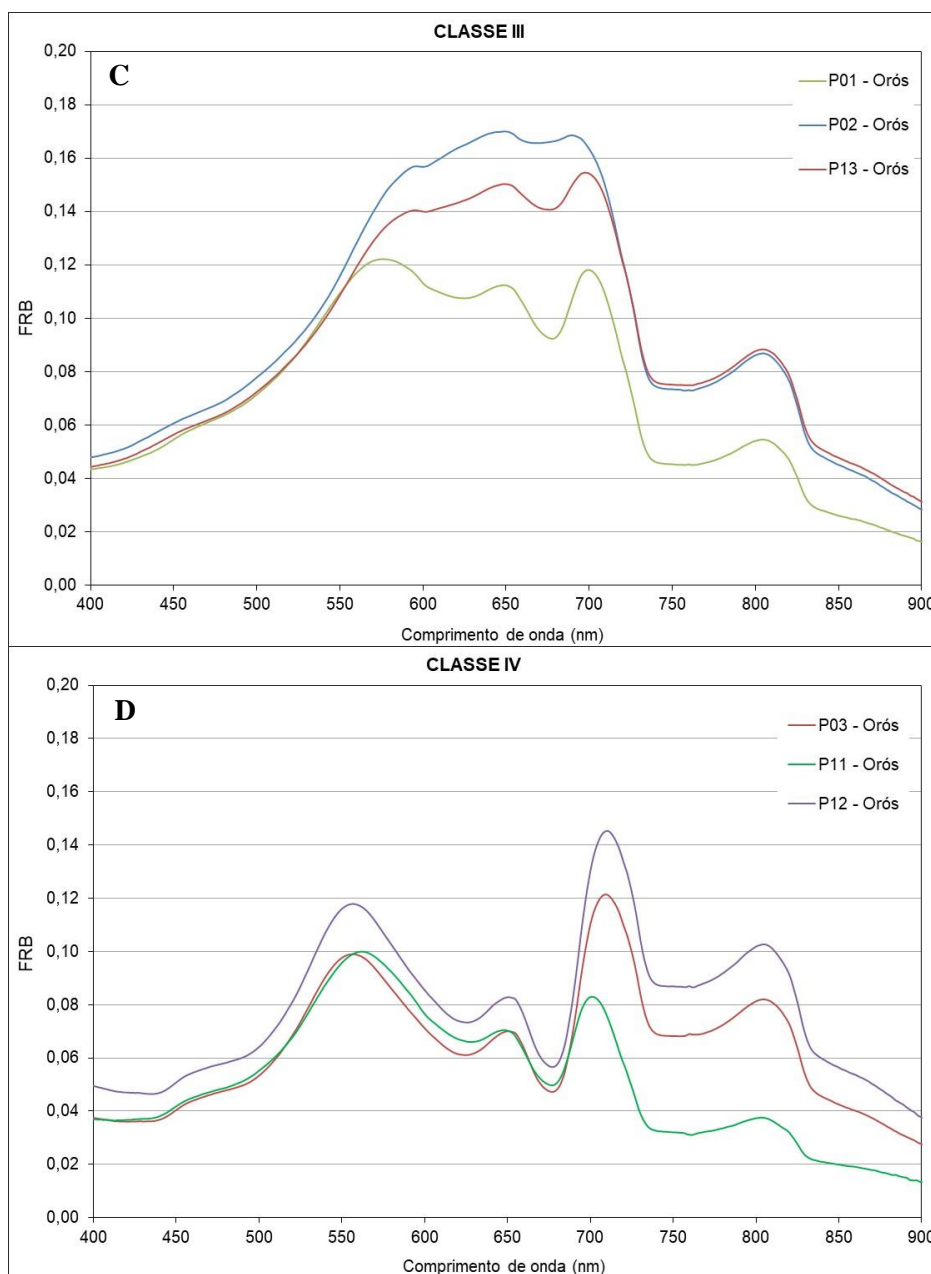


Fonte: Elaborada pelo autor.

A Figura 44 indica as curvas espectrais classificadas pelo SAM para cada categoria. Essa classificação resultou em 14 curvas espectrais inseridas na Classe I (todas pertencentes às águas do Açude Orós) (Figura 44A), 9 classificadas como Classe II (águas dos Açudes Trussu e Muquém) (Figura 44B), 3 na Classe III (zona de rio do Orós) (Figura 44C) e 3 definidas como Classe IV (pontos amostrais entre as zonas de rio e de transição do Orós) (Figura 44D).

Figura 44 – Curvas espectrais associadas às Classes I (A), II (B), III (C) e IV (D) pela classificação SAM, para março de 2014





Fonte: Elaborada pelo autor.

Foi a Classe III (Figura 44C) a que apresentou maior magnitude de FRB (0,17), sendo este fato justificável, haja vista que os dados espectrorradiométricos desta classe pertencem aos pontos amostrais localizados na parte mais alta do Orós (zona de rio), onde ocorre a afluência do Rio Jaguaribe ao reservatório e conseqüentemente o aporte de material e concentração dos COAs são mais elevados, conforme se observa pelo valor da transparência máxima medida no local para o período, que foi de 0,59 m, a menor dentre os quatro Grupos (Tabela 17). A curva de referência desta classe é típica das águas com altas concentrações de SIS, principalmente os siltosos, haja vista o aumento da reflectância na região do visível e do IVP conferindo um sinal que, muitas vezes, apresenta dominância em relação aos outros

COAs (LOBO, 2009), o que indica que esta classe é dominada principalmente por alta concentração de SIS que pode mascarar a existência de outros COAs principalmente a Chl-*a*.

A curva de referência IV (Figura 44D), além de valores elevados de FRB, apresentou uma variação na forma das curvas, fato comprovado pelos altos valores do desvio padrão dos dados limnológicos, observados na Tabela 17, principalmente para a Chl-*a* e a transparência da água. Pelas curvas espectrais desta classe observa-se um pico de reflectância em 550 nm e de absorção em 675 nm, e o que representa águas ricas em chl-*a*, além disso ocorreu um pico de máxima reflexão em na região do IVP – 710, nm que é indicativo de variadas concentrações de SIS (RUDORFF *et al.*, 2007).

Em se tratando da curva de referência da Classe I (Figura 44A), tem-se águas com respostas espectrais com presença de chl-*a*, mas que não apresenta resposta referente a concentração de sedimentos. Esta situação é justificável para esta classe pois nela estão as águas referentes às zonas e lacustre do Orós, onde o teor de SIS tende a ser menor, aparecendo em maior em maior concentração o material fitoplanctônico.

Na Classe II foram agrupadas as águas com menor FRB, (pico máximo de 0,037) pois são as águas dos açudes Trussu e Muquém (Figura 44B), consideradas como de melhor qualidade em relação às do Orós, conforme já comentado no decorrer deste estudo. A reflectância apresentou picos máximos na faixa do verde (550 nm) e pequena absorção no IVP (750 nm), o que indica presença de clorofila-*a* nas águas desta classe, porém em menor concentração. Entretanto, essas feições foram mais proeminentes no Trussu do que no Muquém. Neste último reservatório as faixas de reflectância máxima se apresentaram de forma bem mais suave, sem grades variações.

6.4 Conclusão

As respostas espectrais das águas dos açudes Trussu e Muquém, nos dois períodos, assemelharam-se às curvas espectrais características de águas claras;

No período seco as repostas espectrais do Trussu e do Muquém são similares às águas da parte lacustre do Orós, mostrando que nesta época os COAs do Orós apresentam-se mais diluídos nesta parte do reservatório;

No período chuvoso as águas do Trussu e Muquém apresentam a mesma similaridade espectral, separando-se totalmente dos Grupos das águas do Orós que apresentam maior reflectância e conseqüentemente águas de pior qualidade.

As chuvas no semiárido brasileiro trazem como consequência a heterogeneidade das características espectrais em massas de águas superficiais de grandes portes.

7 CAPÍTULO 3 – DETECÇÃO DA DENSIDADE DE CIANOBACTÉRIAS POR MEIO DE DADOS ESPECTRAIS MEDIDOS NO RESERVATÓRIO ORÓS, NO ESTADO DO CEARÁ

RESUMO

A floração algal de cianobactérias configura-se como uma ameaça crescente aos ecossistemas de água doce e à saúde dos seres humanos. Técnicas de sensoriamento remoto estão sendo largamente utilizadas como uma ferramenta para monitorar esse fenômeno em águas continentais. Usando dados de reflectância e de amostras de água de sete pontos amostrais no Açude Orós, entre novembro de 2011 e dezembro de 2013, foi analisada a relação entre a primeira derivada dos dados espectrais medidos *in situ* e a densidade de cianobactéria no reservatório. Os resultados mostram que mesmo os picos de reflectância bidirecional sendo característicos de um reservatório com águas ricas em fitoplâncton, principalmente cianobactérias, a primeira derivada dos dados espectrais possui baixa relação com o pico de reflectância das cianobactérias, não sendo possível estimar a densidade desses organismos através da resposta espectral. Baseado nestas observações é possível concluir que a presença de sedimentos suspensos nas águas do Orós pode estar mascarando a relação entre a resposta espectral da água e a densidade de cianobactérias.

Palavras-chave: Qualidade de água superficial. Semiárido brasileiro. Sensoriamento remoto. Fitoplâncton.

CHAPTER 3 – DETECTING THE CYANOBACTERIAL DENSITY USING SPECTRAL DATA IN ORÓS DAM, STATE OF CEARÁ, BRAZIL

ABSTRACT

Cyanobacterial algal bloom presents an increasing threat to the freshwater ecosystems and to health of humans. Remote sensing techniques are been used increasingly as a tool for monitoring these phenomena in inland and coastal waters. Using reflectance data and water sample data from seven stations in Orós dam between November 2011 and December 2013, we evaluated the relationship between the first derivative spectral data sampled *in situ* and the cyanobacterial density. It was found that although the bidirectional reflectance peaks have

been representative of the reservoir with phytoplankton, like cyanobacterial, the first derivative spectral has low relationship with the peak reflectance of cyanobacterial. So it isn't possible estimate the cyanobacterial density using spectral data. Based on these observations it is possible conclude that the amount of suspended sediments in the water of the Orós dam are masking the relationship between the spectral response of water and the cyanobacterial density.

Keywords: Surface water quality. Brazilian semiarid region. Remote Sensing. Phytoplankton.

7.1 Introdução

No semiárido brasileiro, onde os longos períodos de estiagem são considerados uma certeza, os reservatórios superficiais (conhecidos como açudes) assumem vital importância no armazenamento do líquido mais precioso para a vida – a água. Entretanto, não só o volume de água acumulado nos açudes deve ser levado em consideração e sim também a sua potabilidade, uma vez que a contaminação das águas naturais representa um dos principais riscos à saúde pública e à redução da disponibilidade de um recurso em situação de escassez.

Segundo dados do IBGE (BRASIL, 2011), o sistema de esgotamento sanitário no Brasil ainda é incipiente – apenas 29% dos municípios têm sistemas de coleta e tratamento de esgotos – que aliado à ocupação densa e desordenada nas bacias hidrográficas resulta na degradação dos elementos naturais e, principalmente dos recursos hídricos superficiais (BIAS *et al.*, 2012). Consequentemente, os mananciais que recebem essa carga passam a apresentar um desbalanço no seu metabolismo (RESENDE, 2002) e, a produtividade algal passa a predominar sobre o processo de consumo (SÃO PAULO, 2014), ocasionando redução da diversidade fitoplanctônica, com predominância de alguns grupos específicos, que aceleram a eutrofização do manancial (ESTEVES, 2011). Ações antrópicas são consideradas atualmente como as mais expressivas intensificadoras da chamada eutrofização cultural dos reservatórios, vista que a eutrofização natural é um processo biológico de envelhecimento dos lagos (MONTEIRO, 2004; SILVA, 2013). Autores como Smith e Schindler (2009) destacam que mesmo já descrito a mais de quatro décadas, a eutrofização dos corpos d'água, através do enriquecimento dos mesmos por nutrientes como nitrogênio e fósforo, provenientes da utilização de fertilizantes na agricultura da descarga de esgotos industriais e domésticos, ainda é um fenômeno em expansão.

Na degradação eutrófica das águas doces ocorre o aumento de algas de diversos grupos e, dependendo das características predominantes no meio, um grupo pode predominar; dentre estes o da classe *Cyanophyceae*.

As Cyanobactérias possuem cerca de 150 gêneros e de 2.000 espécies distribuídas no mar, em solo úmido, águas termais, desertos e geleiras, sendo a maior parte na água doce. Estimativas apontam que em todo o Brasil existem mais de 1.600 espécies, sendo que já foram registradas aproximadamente 800 delas (500 das quais nos lagos e reservatórios no Estado de São Paulo) (ROCHA, 2003).

Além de deteriorar a qualidade ambiental da água, causando restrições no abastecimento para o consumo humano, alguns gêneros de cyanofíceas como *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Nostoc* e *Oscillatoria* (*Planktothrix*) são capazes de produzir cianotoxinas, produtos naturais tóxicos de síntese geneticamente determinada e que causam riscos à saúde pública (KAEBERNICK; NEILAN, 2001; APELDOORN *et al.*, 2007; SANCHES *et al.*, 2012). Neste contexto, existe no Brasil a preocupação do controle de florescimento de cianobactérias, pautado nas Portarias do Ministério da Saúde nº 2914/2011 e do Ministério do Meio Ambiente nº 357/2005. Segundo essas Portarias o monitoramento mensal deve ser realizado quando no ponto de captação do manancial o número de cianobactérias for menor que 10.000 células/mL e, quando exceder a 20.000 células/mL deve ser realizado uma análise de cianotoxinas (CICERELLI, 2013).

O monitoramento de organismos fitoplanctônicos em grandes massas de água através dos métodos da contagem manual tem se mostrado insuficiente para representar a verdadeira situação do manancial em escalas espacial e temporal, além de tornarem-se morosas e onerosas, havendo a necessidade de novas propostas mais eficientes nas escalas física e monetária. Assim, segundo Lopes (2013) e Novo, Barbosa e Freitas (2007) o Sensoriamento Remoto desponta como importante ferramenta de monitoramento da qualidade das águas superficiais semiáridas, permitindo a aquisição de dados de forma sintética em grandes extensões terrestres, integrando as informações dos corpos hídricos à sua bacia de drenagem. No caso das cianobactérias, a presença exclusiva do pigmento ficocianina, é considerado um indicador útil na detecção, quantificação e monitoramento dos níveis de cianobactérias a partir de suas respostas espectrais peculiares.

Estudos têm demonstrado o uso de sensoriamento remoto na detecção de características desses organismos em mananciais em algumas regiões do Brasil (LONDE, 2008; DOMINGUES *et al.*, 2011; DUAN; MA; HU, 2012; OGASHAWARA; ALCÂNTARA; TUNDISI, 2013; CICERELLI, 2013) e de outras partes do globo (KUTSER,

2004; VINCENT *et al.*, 2004; SIMIS; PETERS; GONS, 2005; KUTSER *et al.*, 2006; SIMIS *et al.*, 2007; RANDOLPH *et al.*, 2008; MATHEWS; BERNARD; WINTER, 2010; BUCAIR, 2013; BRESCIANI *et al.*, 2014). Na premissa de que é possível estimar, através do fator de refletância bidirecional, a concentração de cianofíceas em águas de reservatório artificial do semiárido brasileiro, objetivou-se analisar a relação entre os dados espectrais medidos e a densidade de cianobactérias de um açude localizado no semiárido nordestino.

7.2 Material e métodos

7.2.1 Caracterização da área de estudo

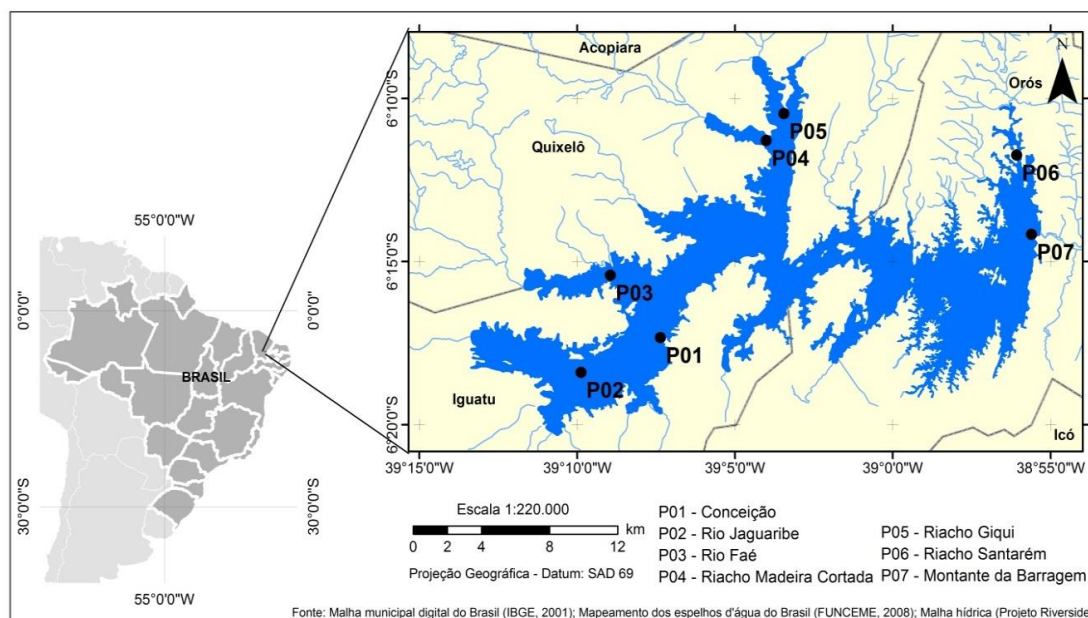
O Açude Orós (Juscelino Kubistchek de Oliveira), é o segundo maior reservatório superficial do estado do Ceará, tem capacidade total de 1.940 hm³, vazão regularizada de 22,15 m³ e espelho d'água total de 18.772,97 hectares (CEARÁ, 2009). Construído, na porção sudoeste do estado, no curso do rio Jaguaribe em 1961, abrange os municípios de Iguatu, Quixelô e Orós, sendo considerado como importante fonte hídrica para a região. A bacia do Alto Jaguaribe, onde está localizado o reservatório, possui uma população residente em 2013 de 620.583 mil habitantes, com uma produção agrícola, em 2012, de 47.751 ton ano⁻¹ referente às culturas temporárias de feijão arroz e milho e um rebanho de 1.086.142 animais (bovinos, caprinos e ovinos) (CEARÁ, 2014). A piscicultura é uma das atividades que tem sido bastante praticada no Orós, chegando a uma produção mensal de tilápia de 10 a 20 toneladas em 2011 (KUBITZA, 2011). Toda essa multiplicidade de usos das áreas no entorno do Orós vem sendo responsável pelo aporte de nutrientes orgânicos e inorgânicos em suas águas, fazendo com que o mesmo apresente problemas de eutrofização (SANTOS *et al.*, 2013; LOPES *et al.*, 2014), com episódios recorrentes de florescimentos de organismos fitoplanctônicos (SILVA, 2013), principalmente durante a estação seca na região (junho a novembro).

7.2.2 Campanhas de campo

Os dados foram coletados em sete pontos ao longo do reservatório, nas seguintes datas: novembro/2011, fevereiro/2012, maio/2012, dezembro/2012, abril/2013, outubro/2013 e dezembro/2013. Conforme a Figura 45 os pontos P01, P02 e P03, encontram-se localizados

na zona fluvial do reservatório, P04 e P05 na zona de transição e P06 e P07 na zona lacustre, sendo este último à montante da barragem.

Figura 45 – Localização dos pontos de coleta no açude Orós, no estado do Ceará



Fonte: Elaborada pelo autor.

Em cada ponto amostral foram realizadas medidas dos atributos físico-químicas (Tabela 18) e, amostras de água foram coletadas a 30 cm, em garrafas de plástico opaco (para clorofila-*a*) e, de vidro âmbar contendo solução de lugol acético (para fitoplâncton), previamente identificadas e acondicionadas corretamente, de forma que seguiu-se a metodologia de coleta proposta por APHA (2005) e Bicudo e Menezes (2006). No Laboratório de Planctologia da Universidade Federal do Ceará (UFC), as amostras, em garrafas de plástico opaco, foram preparadas para a análise quantitativa e qualitativa do fitoplâncton, segundo as chaves de identificações: Bicudo e Menezes (2006), Cybis *et al.* (2006), Sant'ana *et al.* (2006), Komárek e Anagnostidis (1999), Streble e Krauter (1987), Komárek (1983) e Bourrelly (1972).

Tabela 18 – Atributos físico-químicos da água medidos *in loco* no açude Orós

Atributos	Metodologias Analíticas	Referências
Condutividade elétrica (dS m ⁻¹)	Condutivimétrico	APHA <i>et al.</i> (2005)
pH	Potenciométrico	
Transparência de Secchi (m)	Visualização em Disco de Secchi	
Turbidez (uT)	Turbidimétrico	

Fonte: Elaborada pelo autor.

Simultaneamente, amostras de água para análise foram coletadas em cada ponto amostral, foram observadas as condições ambientais com realização de anotações de campo e foram feitas as leituras radiométricas da superfície da água.

A obtenção das leituras radiométricas foi realizada usando-se o equipamento espectrorradiômetro *ASD FieldSpec®3 Hi-Res*, com campo de visada de 25°, resolução espectral de 3 nm em 700 nm e 8,5 nm e 1400 nm e 6,5 nm em 2100 nm, e que abrange a faixa espectral de 350 a 2500 nm. Na análise dos dados radiométricos utilizou-se o “fator de reflectância” obtido pela média das medidas realizadas em cada ponto amostral entre 10 e 14h, procurando-se seguir as seguintes condições de aquisição: ângulo de aproximadamente 40° em relação ao plano horizontal, e posição perpendicular do alinhamento entre a proa do barco e o sol para diminuir os efeitos de sombra e de reflexão especular.

Para obtenção do fator de reflectância bidirecional (FRB) utilizou-se uma “placa de referência” (Spectralon) em que, os valores de reflectância espectral adquiridos através do espectrorradiômetro foram convertidos em FRB através da Equação 15:

$$FRB_{\lambda} = \frac{L_{a,\lambda}}{L_{r,\lambda}} \quad (15)$$

onde: FRB_{λ} é o fator de reflectância bidirecional (adimensional); $L_{a,\lambda}$ é a radiância espectral do alvo ($W\ cm^{-2}\ sr^{-1}\ \mu m^{-1}$) e, $L_{r,\lambda}$ é a radiância espectral da placa de referência ($W\ cm^{-2}\ sr^{-1}\ \mu m^{-1}$).

7.2.3 Análise derivativa

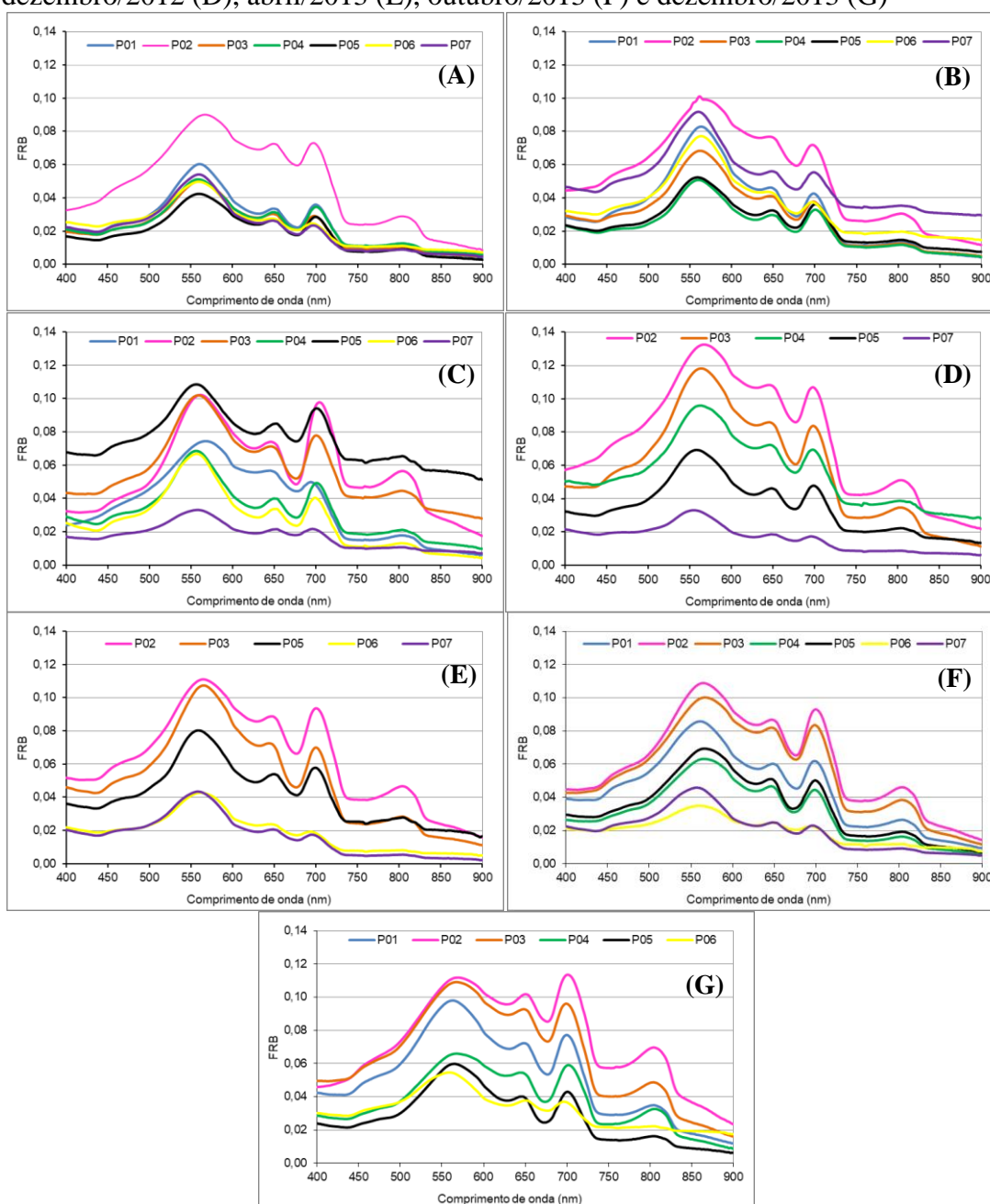
Como a reflectância espectral de um volume de água em um reservatório sob condições naturais é resultante de um sinal composto principalmente das três componentes: água, total de sólidos em suspensão (TSS) e clorofila (GOODIN *et al.*, 2001), em que um pico de resposta de um constituinte que deveria ser percebido em determinado comprimento de onda, pode ser mascarado pelo aumento na concentração de um outro constituinte, aplicou-se a análise derivativa de espectros de reflectância para ressaltar os pontos em que a curva espectral apresenta mudanças bruscas de comportamento em decorrência da presença de componentes que favoreçam a absorção e o espalhamento pelo alvo (CARVALHO, 2003). Além disso, a análise da derivada tem a função de eliminar sinais de fundo, resolver feições espectrais sobrepostas, além de melhorar o contraste espectral, aumentando a acurácia da estimativa da informação sobre o alvo analisado (ZHANG; RIVARD; SANCHEZ-AZOFEIFA, 2004).

7.3 Resultados e discussão

7.3.1 Análise das curvas espectrais

O comportamento das curvas de reflectância das águas do Orós são semelhantes em cada coleta, com absorção da região do azul, reflectância maior no verde e no vermelho, voltando a apresentar alta absorção no infravermelho (Figura 46).

Figura 46 – Espectros de fator de reflectância bidirecional para o Açude Orós, Ceará, para as coletas de novembro/2011 (A), fevereiro/2012 (B), maio/2012 (C), dezembro/2012 (D), abril/2013 (E), outubro/2013 (F) e dezembro/2013 (G)



Fonte: Elaborada pelo autor.

Os picos próximos a 550 nm e 720 nm e a baixa reflectância entre 400 e 450 nm demonstram que a clorofila é um dos componentes presentes na coluna d'água do Orós e, que está influenciando no processo de espalhamento das massas de água do Açude, conforme já constatado por Lopes (2014) em estudos anteriores. O pico de reflectância de menor intensidade na faixa de 810 nm, observado em todos os pontos e para todas as coletas, decorre em função da presença de sólidos em suspensão, rugosidade do líquido e teor de matéria orgânica nas águas do Açude (FERREIRA; PEREIRA FILHO, 2009).

Isto acontece porque com o aumento da concentração de clorofila na água, há um decréscimo na quantidade de energia refletida no azul e no vermelho e, um aumento na reflectância na faixa da luz verde. Já o pico acentuado em 650 nm observado nas curvas espectrais do Orós reflete o pigmento da ficocianina, comum nas cianofíceas ou algas azuis (LONDE, 2008; KUTSER, 2004), e o pequeno ponto de inflexão em torno de 580 e 630, decorre da absorção causada por pigmentos acessórios e até mesmo pelas cianofíceas e diatomáceas (GITELSON, 1992; RANDOLPH, 2008).

A presença de clorofila algal na coluna d'água do açude Orós em todos os pontos amostrais está evidenciada nas feições espectrais apresentadas ao se constatar vales de absorção próximos a 432 e 675 nm, característicos clorofila (RUNDQUIST *et al.*, 1996).

Mesmo com todos os dados não apresentando valor de reflectância máxima superior a 0,14, os valores mais elevados foram verificados em toda a faixa do P02, nas seis das sete amostras; este ponto amostral está situado na zona fluvial do reservatório (Figura 46), onde se encontra o Rio Jaguaribe, o mais importante afluente na contribuição do acúmulo de água do açude, sendo a concentração de material em suspensão mais elevada em relação às zonas de transição e lacustre (KIMMEL; LIND; PAULSON, 1990). Com a concentração de material em suspensão, a reflectância se eleva em todos os comprimentos de onda, principalmente nas faixas de 500 e 700 nm (BARBOSA, 2005; JENSEN, 2009).

Em contrapartida, observa-se que os menores valores de reflectância são encontrados para os pontos amostrais P06 e P07 (zona lacustre do reservatório). Nesta zona, os Componentes Opticamente Ativos (COAs) geralmente encontram-se diluídos, e a resposta espectral tende a ser representada por valores mais baixos, do que nas demais zonas. As águas do Orós mostraram que mesmo nessa zona, a faixa espectral registrada ainda apresenta picos (reflectância) ou vales (absorbância) acentuados, significando a presença de COAs específicos também nessa parte do Açude. Lopes *et al.* (2014) ao classificar as águas do Orós em 3 Grupos, constataram que as águas situadas nessa parte mais alta do reservatório diferiam das

demais, justamente em função dos parâmetros físicos como cor aparente, turbidez e transparência.

Apenas em maio/2012 (Figura 46C) todos os pontos apresentaram os picos de maior reflectância exatamente em 550 nm, sendo que nos demais períodos todos se deslocaram ligeiramente para os maiores comprimentos de onda (aproximadamente 560 nm). O deslocamento dos picos de reflectância para maiores comprimentos de onda na faixa do visível, é indicativo de águas com acréscimos nas concentrações de sólidos em suspensão, o que infere que as águas do Orós apresentaram decréscimo em sua qualidade em maio de 2012 (JENSEN, 2012).

Dos valores médios dos atributos limnológicos obtidos no Açude Orós, nos períodos seco e chuvoso (Tabela 19) destacam-se na variação sazonal os elevados valores de turbidez no período seco ($p < 0,05$); espacialmente, também foram constatados maiores valores de turbidez para o P02, tanto no período seco (68,33 NTU) quanto chuvoso (47,33 NTU), em contraposição aos valores menores identificados no P07 – 3,47 NTU no período seco e 3,43 NTU no período chuvoso.

Tabela 19 – Atributos limnológicos obtidos no açude Orós, para as campanhas de coletas nos períodos seco (PS) e chuvoso (PC)

Ponto	CE (dS m ⁻¹)		pH		Turbidez (NTU)		Transparência (m)	
	PS	PC	PS	PC	PS	PC	PS	PC
P01	0,329	0,294	8,45	8,51	34,40	16,70	0,38	0,72
P02	0,284	0,312	8,47	8,58	68,33	47,33	0,24	0,43
P03	0,300	0,285	8,52	8,56	35,67	11,97	0,35	0,70
P04	0,288	0,300	8,50	8,46	17,43	11,63	0,40	0,65
P05	0,288	0,303	8,21	8,00	16,77	9,07	0,47	0,68
P06	0,259	0,296	8,16	7,93	2,91	3,63	1,04	1,10
P07	0,269	0,302	8,15	7,98	3,46	3,43	1,05	1,31
Média	0,288	0,299	8,35	8,29	25,57	14,82	0,56	0,80
DP	0,021	0,008	0,16	0,28	21,22	14,82	0,31	0,28
CV	0,072	0,026	0,02	0,03	0,83	0,94	0,56	0,35

Período seco: novembro/2011, dezembro/2012, outubro/2013 e dezembro/2013; Período chuvoso: fevereiro/2012, maio/2012 e abril/2013.

Fonte: Elaborada pelo autor.

7.3.2 *Análise derivativa dos dados espectrais*

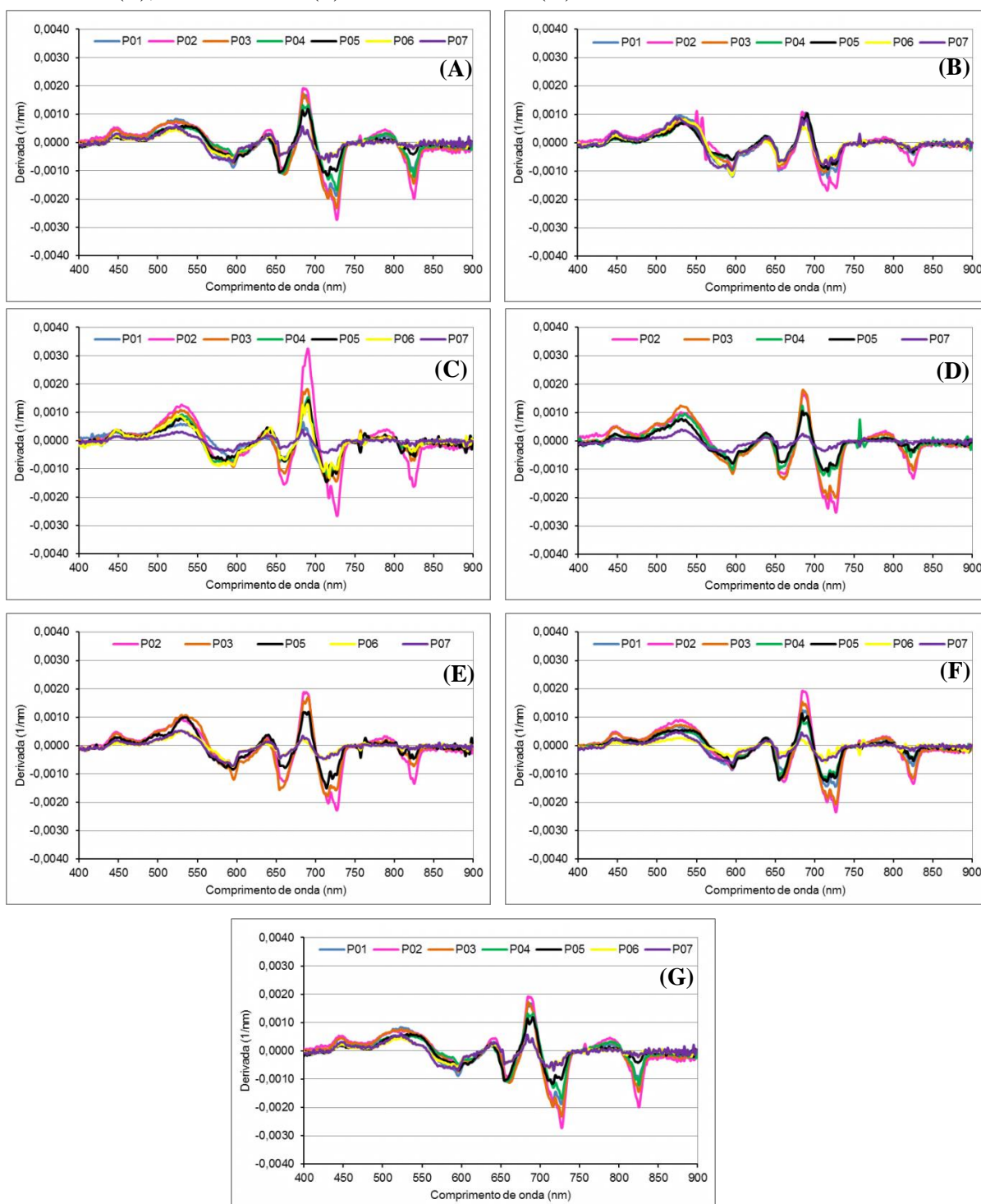
A turbidez da água é atribuída principalmente às partículas sólidas em suspensão, diminuindo a claridade da mesma e reduzindo a transmitância da luz no meio líquido (GUIMARÃES, 2010) e, dadas as devidas variações dos componentes dos sólidos em suspensão, estes podem ser estimados com base na turbidez. Quanto aos atributos químicos - CE e pH, os mesmos não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os períodos seco e chuvoso, podendo se afirmar que a qualidade das águas do Orós possui maiores reflexos de suas características físicas do que químicas.

As curvas da primeira derivada da reflectância (Figura 47) permitem identificar pontos de inflexão (mínimos e máximos) representativos de feições de absorção e reflexão, que são menos evidentes nos espectros de ordem inferior. Observa-se para as águas do Orós a formação de um ponto de cruzamento no eixo das abcissas, em aproximadamente 650 nm, o que corresponde ao pico de reflectância no espectro original na região do infravermelho próximo, onde refletem as cianofíceas. Para todos os pontos de coleta nos períodos seco e chuvoso, os espectros avaliados mostraram características de águas com dominância de cianobactérias: uma feição de absorção próxima a 630 nm, causado pela ficocianina (LONDE, 2008), e um pico de reflexão próximo a 650 nm.

Quanto à dominância de cianofíceas no Açude Orós, este fato foi constatado por Silva (2013), que analisando a variedade de organismos fitoplanctônicos nas águas deste reservatório, observou que a partir dos anos de 2010 e 2011 ocorreu um aumento da frequência das cianofíceas, atribuindo tal fato ao aporte de nutrientes provenientes do uso e ocupação do solo no entorno do açude.

No que concerne à distribuição sazonal das cianofíceas no Orós, constata-se através da Figura 47A, B, C, D, E e F, que os espectros não apresentaram variações elevadas da densidade desses organismos nas datas analisadas, ou seja, não há grandes diferenças dos picos de absorção e reflexão entre os períodos seco e chuvoso. Entretanto, conforme será mostrado mais adiante, a maior variação das cianofíceas no Orós ocorre de forma mais expressiva em caráter espacial.

Figura 47 – Primeira derivada das curvas de fator de reflectância da água do açude Orós, para as coletas de novembro/2011 (A), fevereiro/2012 (B), maio/2012 (C), dezembro/2012 (D), abril/2013 (E), outubro/2013 (F) e dezembro/2013 (G)



Fonte: Elaborada pelo autor.

7.3.3 Relação entre as análises derivativas e a densidade de cianofíceas

Os dados de cianofíceas utilizados neste estudo são visualizados na Tabela 20. A densidade de organismos no açude Orós para os períodos analisados variou entre 4.667,9 células mL⁻¹ (no P03, em dezembro/2012) e 599.625,7 células mL⁻¹ (no P02, em maio/2012).

Tabela 20 – Densidade de cianofíceas por ponto amostral no açude Orós Ceará, para as coletas de novembro/2011, fevereiro/2012, maio/2012, dezembro/2012, abril/2013, outubro/2013 e dezembro/2013

P.A ⁽¹⁾	Densidade de cianofíceas (células mL ⁻¹)						
	nov. 2011	fev. 2012	maio 2012	dez. 2012	abr. 2013	out. 2013	dez. 2013
P01	482.833,5	124.739,9	11.551,9	ND ⁽²⁾	ND	208.938,9	412.622,9
P02	177.252,9	89.178,0	599.625,7	69.052,7	102.953,1	188.867,0	136.115,4
P03	257.584,2	132.838,9	4.667,9	223.189,7	154.742,6	84.146,7	223.596,0
P04	300.602,2	193.975,7	82.203,0	149.491,6	ND	100.592,2	175.644,7
P05	292.994,8	276.773,0	8.279,5	220.271,5	ND	105.493,4	85.275,5
P06	146.324,3	164.726,9	71.370,3	353.742,9	190.672,1	145.506,9	115.572,8
P07	183.082,6	84.160,9	43.340,0	486.694,9	146.035,7	172.820,4	119.676,0
Méd. ⁽³⁾	152.341,9	117.291,2	250.407,2	148.600,9	143.766,5	181.214,8	152.341,9
D.P ⁽⁴⁾	67.268,7	214.943,3	149.152,6	36.046,3	48.325,3	111.587,9	67.268,7
C.V ⁽⁵⁾	44,2	183,3	59,6	24,3	33,6	61,6	44,2

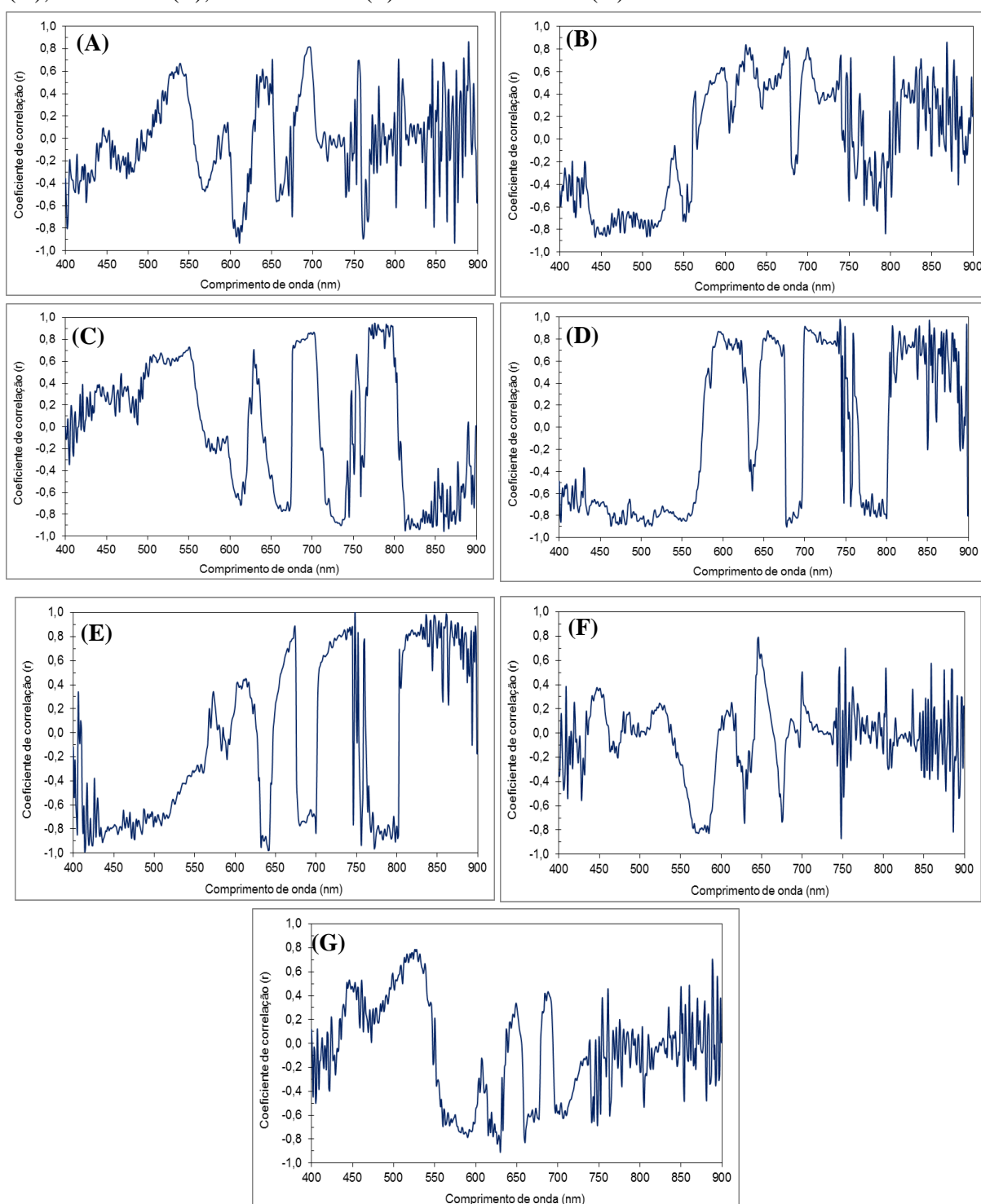
(1) P.A: Ponto amostral. ND: Dados não disponíveis. Méd.: Média aritmética simples. D.P.: Desvio padrão da amostra. C.V: Coeficiente de variação (%).

Fonte: Elaborada pelo autor.

Na determinação da associação entre a primeira derivada da reflectância e a densidade de cianofíceas, foi calculado o coeficiente de correlação (r) e examinado para cada uma das leituras do espectrorradiômetro entre 400 e 900 nm (Figura 48). Os maiores valores de r ocorreram para o comprimento de onda de 861 nm (0,9909), na coleta de abril/2013 (Figura 48E) e na faixa de 526 nm (0,7872), em dezembro/2013 (Figura 48G).

Pode-se constatar portanto que, nesta pesquisa, boas correlações foram obtidas, haja vista que em sua maioria o valor de r superou 0,8; devendo-se ressaltar que se trata de dados coletados em um reservatório com espelho d'água de área superior a 19.000 hectares e em condições *in situ*.

Figura 48 – Correlação entre a primeira derivada e a densidade de cianofíceas no açude Orós para as coletas de novembro/2011 (A), fevereiro/2012 (B), maio/2012 (C), dezembro/2012 (D), abril/2013 (E), outubro/2013 (F) e dezembro/2013 (G)



Fonte: Elaborada pelo autor.

Autores como Rundquist *et al.* (1996) obtiveram r máximo de 0,98, analisando a correlação entre primeira derivada e clorofila, em experimentos realizados em tanques com concentrações de clorofila controladas. Han e Rundquist (1997) ao investigarem a

comparação das faixas NIR/RED e primeira derivada da reflectância para estimar a concentração de clorofila-a no Lago Branched Oak, nos Estados Unidos verificaram que a maior correlação entre a derivada e a clorofila foi em 690,7 nm, onde a primeira derivada apresentou baixa correlacionada com a turbidez da água.

Destaca-se para o açude Orós a boa correlação obtida em 646 nm (0,7911) na coleta de outubro/2013 (Figura 48F), pois é nessa faixa do espectro (650 nm) que as cianofíceas apresentam a sua resposta de reflectância.

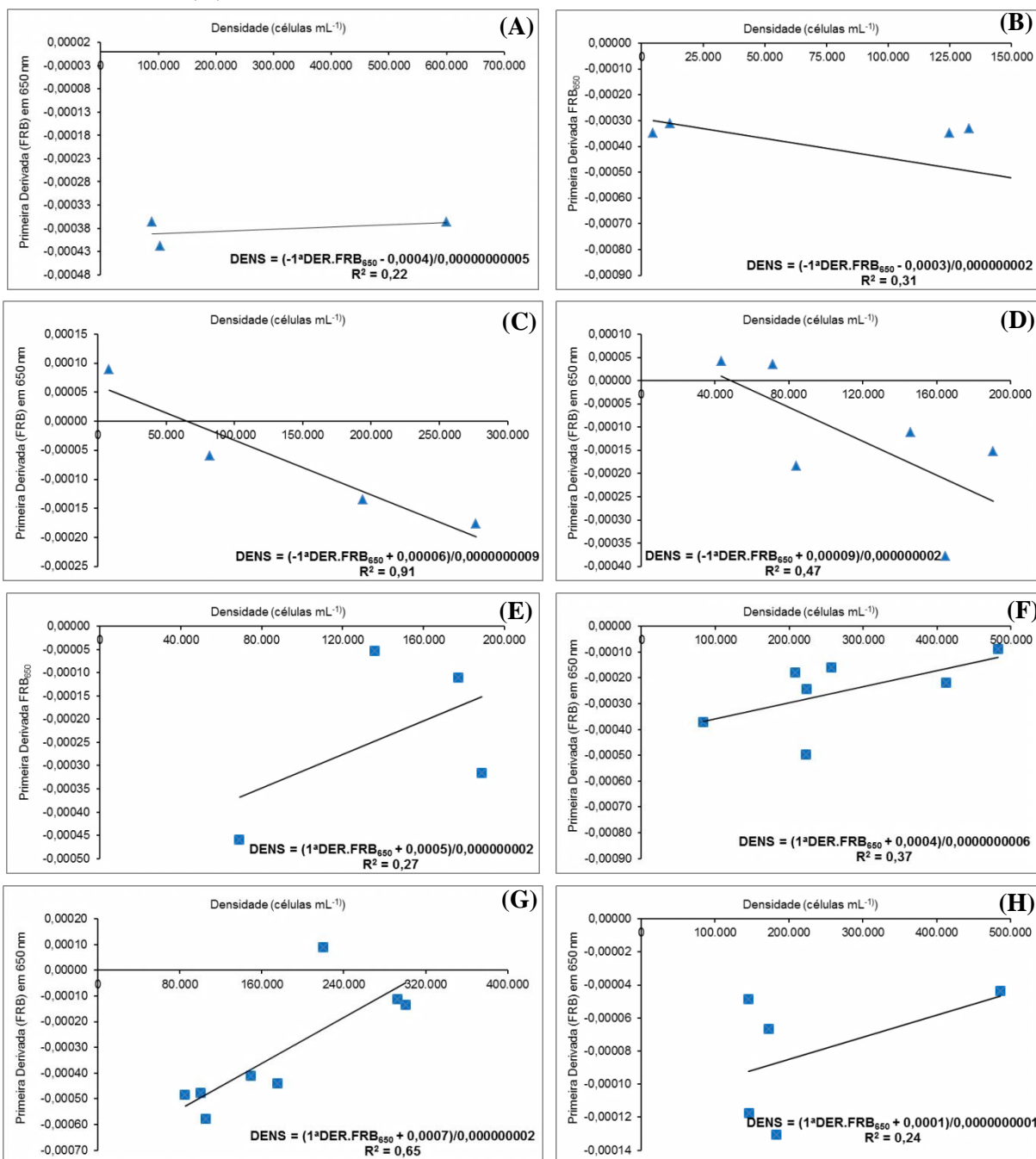
7.3.3.1 Modelos para estimativa da densidade de cianofíceas usando a primeira derivada da reflectância

A correlação entre a primeira derivada da reflectância espectral e a densidade de cianofíceas apresentou-se baixa para o Açude Orós em ambos os períodos (seco e chuvoso), não sendo possível obter uma relação que abrangesse os sete pontos de coletas (Figura 49). Isso demonstra a dinâmica espacial das águas deste reservatório, em decorrência principalmente de sua extensão, além de que o fitoplâncton apresenta como característica principal distribuição espacial extremamente dependente de fatores hidrodinâmicos, ecológico e do vento (CICERELLI, 2013).

Utilizou-se a relação entre a primeira derivada dos dados de reflectância a 650 nm e a densidade de cianofíceas (células mL⁻¹) para os sete pontos analisados, nas campanhas de coletas representativas dos períodos chuvoso e seco com a finalidade de se obter modelos que assim estimassem a densidade das cianofíceas em função dos dados de primeira derivada da FRB medidos *in loco*.

Como não foi possível obter um único modelo que viesse a abranger todo o corpo d'água, tomou-se os pontos amostrais e observando a melhor correlação entre os pontos e a densidade dos organismos, dividiu-se os dados da seguinte maneira: Grupo I (P02), Grupo II (P01-P03), Grupo III (P04-P05) e Grupo IV (P06-P07). Os Grupos I e II representando a zona fluvial, o Grupo III a zona de transição e o Grupo IV, a zona lacustre do reservatório (Figura 49).

Figura 49 – Relação entre a Primeira Derivada do FRB a 650 nm e densidade de cianofíceas, para o Açude Orós, de acordo com as seguintes proposições: Grupo I/Período chuvoso (A), Grupo II/Período chuvoso (B), Grupo III/Período chuvoso (C), Grupo IV/Período chuvoso (D), Grupo I/Período seco (E), Grupo II/Período seco (F), Grupo III/Período seco (G) e Grupo IV/Período seco (H)



Fonte: Elaborada pelo autor.

O P02, conforme já discutido anteriormente para as características espectrais, permaneceu isolado dos demais também no que se refere à resposta espectral da densidade de cianofíceas. Mesmo não se obtendo alto coeficiente de determinação (R²), optou-se por não descartar esse ponto, pois ele representa a dinâmica que ocorre numa importante área de

afluência do açude. Essa assertiva está em consonância com Lopes *et al.* (2014) que também obtiveram um Grupo isolado para o P02 nas águas do Orós, ao considerar a turbidez, a cor aparente e a transparência.

Dentre todas as relações, as que mostraram melhor coeficiente de determinação (R^2) foi aquelas do Grupo III, que representam os pontos localizados no terço médio do Açude; neste Grupo, para o período chuvoso, o R^2 foi de 0,91 (Figura 49C) e para o período seco foi de 0,65 (Figura 49G). Já os menores valores de R^2 foram para o P02 no período chuvoso (Figura 49A) $-0,22$ e, para o ponto de coleta localizado à montante próximo à barragem (P07) no período seco (Figura 49H) $-R^2$ de 0,24. Em suma, pode-se resumir que, de acordo com as relações apresentadas na Figura 49, não foi viável estimar, com confiabilidade, a densidade de cianofíceas nas águas do açude Orós, utilizando-se de dados espectrais medidos através de espectrorradiômetro. Isto ocorreu porque, mesmo utilizando-se de dados de reflectância derivados, não se pode descartar a influência de outros COAs como os sedimentos em suspensão que refletem também na faixa de 580 e 690 nm.

Conforme observado, a resposta espectral da densidade da espécie quando levando-se em consideração o fator temporal (períodos seco e chuvoso) não foi relevante para a resposta espectral da densidade de cianofíceas no Orós, haja vista tratar-se de um ambiente tropical e, a relativa estabilidade climática e o fotoperíodo são geralmente uniformes ao longo do ano (PAYNE, 1986). Já o fator espaço não pode ser descartado quando da distribuição dos quatro grupos apresentados, pois se trata de um reservatório com espelho d'água de extensa dimensão horizontal o que tem considerável influência na dinâmica qualitativa e quantitativa do fitoplâncton (BARBOSA, 2006).

Ainda de acordo com os gráficos apresentados na Figura 49 percebe-se que as águas do açude Orós mudam as características da resposta espectral da densidade de cianofíceas de acordo com o período (seco ou chuvoso), da seguinte forma: quando nas chuvas o pico de reflectância das cianofíceas desloca-se para menores comprimentos de onda quanto maior for a densidade desses organismos, ao contrário do que acontece no período seco, em que o aumento da densidade leva o pico de reflectância para comprimentos de ondas mais elevados da faixa espectral. Este deslocamento pode é explicado pelo fato de que águas superficiais, como a do Orós, que apresentam elevadas concentrações de sedimentos em suspensão, têm a resposta do fitoplâncton mascarada fazendo com que as feições na curva espectral apresentem deslocamento (GITELSON *et al.*, 1999).

Mesmo que neste estudo não tenha se obtido boas correlações, e a detecção de cianofíceas por técnicas de sensoriamento remoto em condições semiáridas ainda sejam

bastantes incipientes, é importante destacar que em se tratando de águas continentais, estudos como o desenvolvido por Vincent *et al.* (2004), utilizando imagens Landsat 7, demonstraram ser bastante promissor, vista que obtiveram um algoritmo que possibilitou entender a variação da dinâmica temporal e espacial da formação de floração de cianobactérias no lago Erie, (EUA) e outros sistemas. E, no Brasil, Domingues *et al.* (2011), identificaram a presença de cianobactérias em reservatório superficial no Rio Grande do Sul. Já Ogashawara, Alcântara e Tundisi (2013), ao desenvolverem um algoritmo para os sensores Landsat TM e ETM+, sob as condições de um reservatório localizado na Região Metropolitana de São Paulo, concluem que através de imagens de satélite é possível o acompanhamento temporal e espacial da ficocianina, o que é um estimador de cianobactérias.

7.4 Conclusão

A primeira derivada dos dados espectrais da água do açude Orós apresentaram de média a alta correlação com densidade de cianofíceas em todo o período analisado;

Devido a dinâmica espaço-temporal das águas do reservatório não foi possível obter-se um único modelo para estimativa da densidade de cianofíceas em função da FRB nas águas do Orós.

As águas do Orós foram divididas espacialmente em quatro grupos, levando-se em consideração a relação entre a primeira derivada dos dados espectrais e a densidade de cianofíceas, obtendo-se modelos que se ajustam a cada Grupo.

Dependendo do período seco ou chuvoso o pico de reflectância da densidade de cianofíceas no Orós apresenta deslocamento para maiores comprimentos de onda na faixa do visível.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante da análise dos capítulos apresentados na composição deste estudo, algumas considerações tornam-se pertinentes, dentre as quais relacionam-se as seguintes:

No uso da espectrometria de campo para avaliação da qualidade das águas superficiais de reservatórios localizados sob condições semiáridas é necessário observar a similaridade espectral dentre os corpos d'água, elaborando desta maneira um enquadramento espectral da qualidade das águas dos reservatórios superficiais do semiárido;

Além de fatores físicos como tamanho do espelho d'água, uso e ocupação do entorno do reservatório e idade do mesmo, o fator sazonalidade climática tem ação direta no processo de atuação dos componentes opticamente ativos da água;

Quanto ao estudo das espécies de fitoplâncton que habitam as águas dos açudes do semiárido, embora não tenha ocorrido correlação eficiente entre os dados de espectrometria de campo e a densidade de cianofíceas nas águas do açude Orós, o mesmo deverá ser estendido para reservatórios da mesma região, mas com características físicas – como tamanho e idade- diferentes das do Orós;

O sensoriamento remoto de campo compõe importante ferramenta, que aliada aos dados orbitais, possibilitará elaborar um perfil de monitoramento da qualidade das águas superficiais do semiárido brasileiro.

Como sugestão, a continuação de estudos espectrais das águas superficiais do Estado, como forma de posteriormente se elaborar uma biblioteca de dados espectrais das águas superficiais do semiárido brasileiro.

REFERÊNCIAS

- AGEITEC. Agência de Informação Tecnológica. **Árvore do conhecimento: bioma caatinga**. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/bioma_caatinga/arvore/CONT000g5twggzh02wx5ok01edq5scvvo0oy.html>. Acesso em: 06 jan. 2015.
- ALBUQUERQUE, E. L. S.; SOUZA, M. J. N. Bacias hidrográficas urbanas: reflexões sobre o alto curso dos rios Catú e Mal Cozinhado no município de Horizonte, Ceará/Brasil. *In: MEDEIROS, C. N. et al. (Org.). Os recursos hídricos do Ceará: integração, gestão e potencialidades*. IPECE. 2011. Disponível em: <http://www.ipece.ce.gov.br/publicacoes/Recursos_Hidricos_do_Ceara.pdf>. Acesso em: 27 mar. 2014.
- ALMEIDA, S.G.; PETERSEN, P.; CORDEIRO, A. **Crise socioambiental e conversão ecológica da agricultura brasileira**: subsídios à formação de diretrizes ambientais para o desenvolvimento agrícola. Rio de Janeiro: AS-PTA, 2001. 122p.
- AL-TAANI, A. A. Seasonal variations in water quality of Al-Wehda Dam north of Jordan and water suitability for irrigation in summer. **Arabian Journal of Geosciences**, [s.l.], v. 6, n. 4, p. 1131-1140, 2013.
- ALVES, J. M. B. *et al.* Sensibilidade intrasazonal de um downscaling dinâmico de precipitação (1971-2000): uma análise na bacia hidrográfica do Açude Castanhão-Ce. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São José dos Campos, v. 23, n. 1, p. 73-87, 2008.
- ANDRADE, E. M. *et al.* Fatores determinantes da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú, Ceará, Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 6, p. 1791-1797, 2007.
- 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.
- APELDOORN, M. E. van. *et al.* Toxins of cyanobacteria. **Molecular Nutrition & Food Research**, [s.l.], v. 51, p. 7-60, 2007.
- ARAÚJO, E. M. *et al.* Utilização do SIG no mapeamento da declividade em uma grande bacia hidrográfica: o caso do Alto Jaguaribe – Ce. *In: WORKSHOP INTERNACIONAL DE INOVAÇÕES TECNOLÓGICAS NA IRRIGAÇÃO*. 4., Fortaleza, 2012. **Anais...** Fortaleza: INOVAGRI, 2012.
- ARAÚJO, E. M. **Investigação do processo de geração de escoamento usando análise estatística multivariada em uma grande bacia semiárida**: o caso do Alto Jaguaribe – CE. 2013. 87f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

ARAÚJO, J. A. A. **Barragens no Nordeste do Brasil: experiência do DNOCS em Barragens na Região Semi-Árida.** Departamento Nacional de Obras contra as Secas. Ministério do Interior, 1982. pp 158.

ARAÚJO, J. C.; SANTAELLA, S. T. **Gestão da Qualidade.** *In:* Gestão das Águas: princípios e práticas. 2. ed./ Editado por Nilson Campos e Ticiania Sturdart. Porto Alegre: ABRH, 2003.

ARAÚJO NETO, J. R. *et al.* Seleção dos indicadores da salinidade das águas superficiais da bacia Metropolitana do Ceará pelo emprego da análise multivariada. **Water Resources and Irrigation Management**, Cruz das Almas, v. 3, n. 2, p. 37-46, 2014.

ARRAUT, E. M. *et al.* Estudo do comportamento espectral da clorofila e dos sólidos em suspensão nas águas do Lago Grande de Curuai (Pará), na época da seca, através de técnicas de espectroscopia de campo. *In:* SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais eletrônicos...** Goiânia: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2005. Disponível em: <<http://mar.te.dpi.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.18.18.48/doc/2447.pdf>>. Acesso em: 21 mar. 2013.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura.** Revisado. trad: GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F.; DAMASCENO, F. A. V. Campina Grande: UFPB 1999. 218p. (Estudos FAO. Irrigação e Drenagem 29).

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

BARBOSA, J. E. L. **Dinâmica do fitoplâncton e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (nictemeral/sazonal) e de espaço (horizontal/vertical) no açude Taperoá II: trópico semi-árido paraibano.** 2002. 208f, Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade de São Carlos, São Carlos, 2002.

BARBOSA, J. E. L. *et al.* Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnológica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 24, n.1, p. 103-118, 2012.

BARBOSA, L. S. **Análise da qualidade da água e o processo de uso e ocupação das terras na bacia hidrográfica do Rio Pirarara no município de Cacoal – Rondônia.** 2012. 147f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho, 2012.

BARBOSA, V. **A última gota.** São Paulo: Planeta, 2014. 247p.

BARRETO, P. R.; GARCIA, C. A. B. Caracterização da qualidade da água do açude Buri–Frei Paulo/SE. **Scientia Plena**, São Cristóvão, v. 6, n. 9, p. 1-21, 2010.

BATISTA, A. A. *et al.* Parâmetros interferentes na eutrofização das águas superficiais do Açude Orós, Ceará. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 26, n. 2, p. 1-8, 2013.

BERTOSI, A. P. Cobertura do solo e qualidade de águas para fins de irrigação. **Comunicata Scientiae**, Bom Jesus, v. 5, n. 2, p. 178-186, 2014.

BIAS, E. S. *et al.* Análise da eficiência da vegetação no controle do esgotamento superficial: uma aplicação na Bacia Hidrográfica do Rio São Bartolomeu, DF. **Revista Geociências**, São Paulo, v. 31, n. 3, p. 411-429, 2012.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. 2. ed. São Carlos: Rima, 2006. 498 p.

BOLLMANN, H. A.; CARNEIRO, C.; PERGORINI, E. S. Qualidade da água e dinâmica de nutrientes. *In*: ANDREOLI, C.V.; CARNEIRO, C. **Gestão Integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Curitiba: Gráfica Capital, LTDA, 2005. 500p. cap. 7, p. 213-270.

BONANSEA, M. *et al.* Using multi-temporal Landsat imagery and linear mixed models for assessing water quality parameters in Río Tercero reservoir (Argentina). **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 158, p. 28-41, 2015.

BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G.; LOBO, F. C. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da bacia hidrográfica. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 311-322, 2008.

BORBA, J. F.; DE-LAMONICA-FREIRE, E. M. O uso do sensoriamento remoto na identificação de cianobactérias como ferramenta de monitoramento ambiental em meio hídrico. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 10., 2001, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: INPE, 2001. p. 531-534.

BOURRELY, P. **Les algues d'eau douce: initiation à la systematique**. Paris: N. Boubée, v. 1. 1972. 572 p.

BRAGA, C. Z. F. **Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da concentração de clorofila-a, transparência e profundidade da água na Lagoa de Araaruama, RJ**. 1999. 2013f. Tese (Doutorado em Geociências) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1999.

BRANCO, M. D. C. **Açude Itans - Uma discussão das políticas hidráulicas**. 2003. 84f. Monografia (Bacharelado em Ciências Sociais) – Departamento de Ciências Sociais, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2003.

BRASIL. Agencia Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**. 2009. Disponível em: <http://conjuntura.ana.gov.br/conjuntura/abr_nacional.htm> Acesso em: 14 maio 2013.

BRASIL. Agencia Nacional de Águas. **Cuidando das águas: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos**. Brasília: ANA. 2011. 154p.

BRASIL. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. **Projeto APA Sul RMBH: estudos do meio físico, pedologia**, Edgar Shinzato, Amaury de Carvalho Filho. Belo Horizonte: CPRM/EMBRAPA/SEMAD, 2005. 53p.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução N° 357 de 17 de março de 2005**. Brasília, 2005. Disponível em: <www.conama.gov.br>. Acesso em: 20 nov. 2013.

BRASIL. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Atlas do Meio Ambiente do Brasil**. 2. ed., Brasília: editora Terra Viva, 1996. 160p.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Atlas de Saneamento 2011**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/default_zip.shtm>. Acesso em: 13 set 2014.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de hidroquímica dos mananciais subterrâneos Região Nordeste (área de atuação da SUDENE)**. escala 1:250.000 [s. l.], 1996.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 212 p. – (Série B. Textos Básicos de Saúde). Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia_controle_qualidade_agua.pdf>. Acesso em: 10 abr. 2014.

BRASIL. Resolução N° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a 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. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, 25 mar. 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 16 jun. 2014.

BRESCIANI, M. *et al.* Monitoring blooms and surface accumulation of cyanobacteria in the Curonian Lagoon by combining MERIS and ASAR data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 146, p. 124-35, 2014.

BREUNIG, F. M. *et al.* Análise das propriedades ópticas da água do reservatório Rodolfo Costa e Silva – Itaara, RS, Brasil, usando dados espectrais de campo e imagens orbitais multiespectrais. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 2, n. 2, p. 88-102, 2007.

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

BRITO, L. T. L. *et al.* Alternativa tecnológica para aumentar a disponibilidade de água no Semiárido. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 03, n. 01, p. 111-115, 1999.

BOWKER, D. E. *et al.* **Spectral reflectances of natural targets for use in remote sensing studies**. [S.I.]: NASA, 1985. 184p. (Reference Publication, 1139).

BROOK, D. *et al.* **Algas e seus impactos em sistemas de tratamento de águas para abastecimento: estudo de caso sistema Guarapiranga**. PHD5032 - Microbiologia Aplicada a Operações e Processos de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2008. 9p.

BUCAIR, M. N. **Detecção remota para distinção de fitoplâncton na costa portuguesa**. 2013. 66f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Mar e Zonas Costeiras) – Universidade de Aveiro, Aveiro, 2013.

CARMICHAEL, W. W. *et al.* Human Fatalities from Cyanobacteria: Chemical and Biological Evidence for Cyanotoxins. **Environmental health perspectives**, [s.l.], v. 109, n. 7, p. 663-668, 2001.

CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos**. São Paulo: Edgard Blücher/FAESP, 1994. 253p.

CARNEIRO, C. **A movimentação por veiculação hídrica do fósforo e outros macroconstituintes químicos sob a influência de fatores naturais e tecnogênicos na bacia do rio Timbu, tributário do reservatório Iraí – Região Metropolitana de Curitiba**. 2008. 203f. Tese (Doutorado em Geologia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

CARVALHO, O. **As secas e seus impactos**. In: CGEE/ANA. A questão da água no Nordeste. Centro de Estudos Estratégicos, Agência Nacional de Águas. Brasília, DF: CGEE, 2012. p. 45-99.

CEARÁ. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. Governo do Estado do Ceará. **Portal hidrológico do Ceará. Volume armazenado – reservatórios**. Disponível em: <<http://www.hidro.ce.gov.br/reservatorios/volume/nivel-diario/>>. Acesso em: 20 maio. 2014.

CEARÁ. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Calendário das chuvas no estado do Ceará**. Disponível em: <<http://www.hidro.ce.gov.br/municipios/chuvas-diarias>>. Acesso em: 21 jun. 2014.

CEARÁ. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Governo no Estado do Ceará. Secretaria de Recursos Hídricos. **Dados dos postos pluviométricos do estado do Ceará**. Disponível em: <<http://www.funceme.br/index.php/areas/23-monitoramento/meteorol%C3%B3gico/406-chuvas-di%C3%A1rias#site>>. Acesso em: 20 maio. 2014.

CEARÁ. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Mapeamento dos Espelhos d'água do Brasil**. Fortaleza, 2009.

CEARÁ. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Projeto estudo da qualidade das águas em reservatórios superficiais da Bacia Metropolitana**. Relatório Final. v. 1. SRH/FUNCEME/PROURB-RH. Fortaleza, 2002.

CEARÁ. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Zoneamento geoambiental do estado do Ceará: parte II mesorregião do sul cearense**. Fortaleza, 2006. 132p.

CEARÁ. Instituto de Desenvolvimento Cultura e Educação do Ceará. **Meio Ambiente e Consumo – Coleção Educação para o Consumo Responsável**. 2002, 81p.

CEARÁ. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Anuário Estatístico do Ceará**. Disponível em: <<http://www2.ipece.ce.gov.br/publicacoes/anuario/anuario2013/>>. Acesso em: 11 ago. 2014.

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos. **Atlas eletrônico dos recursos hídricos do Ceará**. Disponível em: <<http://atlas.srh.ce.gov.br/>>. Acesso em: 11 nov. 2013.

CEARÁ. Secretaria de Recursos Hídricos. **Atlas eletrônico dos recursos hídricos do Ceará**. Disponível em: <<http://atlas.srh.ce.gov.br/>>. Acesso em: 13 set. 2014.

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos. **Plano estadual dos recursos hídricos**. Fortaleza, 1992. 403p.

CEBALLOS, B. S. O.; KÖNIG, A.; OLIVEIRA, J. F. Dam reservoir eutrophication: a simplified technique for a fast diagnosis of environmental degradation. **Water Research**, Grã-Bretanha, v. 32, n. 11, p. 3477-3483, 1998.

CEBALLOS, B. S. O. **Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos do Trópico Semi-árido**. 1995. 192f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Departamento de Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

CHAVES, L. C. G. Qualidade da água do Açude Trussu, Iguatu, Ceará, para irrigação e consumo humano. *In*: INOVAGRI INTERNATIONAL MEETING, 2., 2014, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: INOVAGRI, 2014. <http://dx.doi.org/10.12702/ii.inovagri.2014-a669>.

CHEN, Z.; CURRAN, P. J.; HANSOM, J. D. Derivative reflectance spectroscopy to estimate suspended sediment concentration. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 40, n. 1, p. 67-77, 1992.

CHIGOR, V. N.; SIBANDA, T.; OKOH, A. I. Variations in the physicochemical characteristics of the Buffalo River in the Eastern Cape Province of South Africa. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s.l.], v. 185, p. 8733-8747, 2013.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Eds.). **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. 1999 pp. xv + 416 pp.

CICERELLI, R. E. **Estudo da ocorrência de cianobactérias no reservatório de Nova Avanhandava-SP por meio da inferência do pigmento ficocianina**. 2013. 174f. Tese (Doutorado em Ciências Cartográficas) – Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Presidente Prudente, 2013.

CIRILO, J. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; CAMPOS, J. N. B. **A questão da água no semiárido brasileiro**. v. 5, 91p. Disponível em: <<http://www.abc.org.br/IMG/pdf/doc-811.pdf>> Acesso em: 15 maio. 2013.

COELHO, R. C. T. P.; BUFFON, I.; GUERRA, T. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: um método para avaliar a importância da zona ripária. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 104-117, 2011.

CORAZZA, R.; PEREIRA FILHO, W.; BASSO, L. A. Influência da precipitação pluviométrica nas características espectrais e limnológicas do reservatório Dona Francisca e do Lago Guaíba, Rio Grande do Sul. **Revista ParaOnde!?**, Porto Alegre, v. 7, n. 2, p. 1-30, 2013.

CORAZZA, R. **Relações entre variáveis espectrais e limnológicas no reservatório da usina hidrelétrica Dona Francisca-RS**. 2010. 91f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

CRUZ, P. S.; COSTA, T. C. F.; BEZERRA, I. M. Impactos da piscicultura no florescimento de cianobactérias: estudo em mesocosmo. **Revista de Biologia e Farmácia**, Campina Grande, v. 7, n. 2, p. 74-77, 2012.

CUNHA, C. M. I.; CARVALHO, M. S. **Análise nictemeral de rios urbanos: estudo de caso no Rio Barigui**. 84f. 2013. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso Superior de Tecnologia em Processos Ambientais) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

CYBIS, L. F. *et al.* **Manual para estudos de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público: caso da represa Lomba do Sabão e lago Guaíba**. Porto Alegre: PROSAB. 2006. 64 p.

DEKKER, A. G. **Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing**. 1993. 222f. Doctor Thesis (Hyperspectral remote sensing of water quality) – Vrije Universiteit Amsterdam, [s. l.], 1993.

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

DINIZ, C. R. **Ritmos nictemerais e distribuição espaço-temporal de variáveis limnológicas e sanitárias de dois açudes do trópico semi-árido (PB)**. 2005. 193f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2005.

DOMINGUES, A. L. *et al.* Características espectrais de uma floração de cianobactérias no Reservatório Rodolfo Costa e Silva – RS. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO*, 15., 2011, Curitiba. **Anais...** Curitiba: INPE, 2011. p. 8452-8460.

DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. de. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico. São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p. 115-125, 2005.

DUAN, H.; MA, R.; HU, C. Evaluation of remote sensing algorithms for cyanobacterial pigment retrievals during spring bloom formation in several lakes of East China. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 126, p. 126-135, 2012.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790p.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência. FINEP, 1988, 575p.

ENNES, R.; FERREIRA, M. S.; GALO, M. L. B. T. Análise sazonal da ocorrência de fitoplâncton no reservatório de Nova Vanhandava com base em imagens Modis. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLOGIAS DA GEOINFORMAÇÃO, 4., 2012, Recife. **Anais...** Recife: UFPE, 2012. p. 001-006.

FERREIRA, A. B.; PEREIRA FILHO, W. Avaliação da reflectância espectral de corpos d'água em Santa Maria - RS por meio de espectrorradiometria de campo. **Geoambiente on-line**, Jataí, n. 13, p. 194-207, 2009.

FERREIRA, K. C. D. *et al.* Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 46, n. 2, p. 277-286, 2015.

FERREIRA, M. C.; MORETI, E. Um Indicador de Degradação de Bacias Hidrográficas obtido a partir de Modelos Digitais do Terreno e Dados Orbitais em Ambiente de Geoprocessamento. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 9., 1998. Santos. **Anais...** Santos. INPE, 1998. p. 549-560.

FILGUEIRA, M. C. M. **Eloy de Souza: uma interpretação sobre o Nordeste e os dilemas das secas**. 2011. 396f. Tese (Doutorado em Ciências Sociais) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2011.

FLORES, A. P.; SORRINI, E. Monitoramento em Tempo Real da Qualidade da Água dos Mananciais da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., , João Pessoa, 2001. **Anais...** João Pessoa: ABES, 2001. p. 1-8.

FORGET, P.; OUILLOON, S. Surface suspended matter off the Rhone river mouth from visible satellite imagery. **Oceanologica Acta**, Paris, v. 26, n. 1, p. 739-749, 1998.

FOSTER, B. C.; XINGWEI, S.; BAIDE, X. Remote sensing of sea water quality parameters using Landsat-TM. **International Journal of Remote Sensing**, [s.l.], v. 14, n. 5, p. 2759-2771. 1993.

FRANÇA, J. M. B. **Avaliação da degradação do Açude Acarape do Meio-CE com uso de modelo matemático e geotecnologia**. 2013.106f. Dissertação (Mestrado Profissional em Gestão de Recursos Hídricos) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

FROTA, P. V.; NAPPO, M. E. Processo erosivo e a retirada da vegetação na bacia hidrográfica do Açude Orós – CE. **Revista Geonorte**, [s.l.], v. 4, n. 4, p. 1472-1481, 2012.

FUCK JÚNIOR, S. C. F. Subsídio à gestão ambiental: descrição fisiografia e análise funcional das bacias hidrográficas do Ceará. **Revista Geoambiente**, Jataí, n. 10, p. 41-71, 2008.

GALBALLY, I. *et al.* Soil-atmosphere exchange of CH₄, CO, N₂O and NO_x and the effects of land-use change in the semiarid Mallee system in Southeastern Australia. **Global Change Biology**, [s.l.], v. 16, p. 2407–2419, 2010.

GALO, M. L. B. T.; CICERELLI, R. E. Análise da variabilidade sazonal na concentração de clorofila a por meio da classificação supervisionada pelo SAM. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., 2015, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: INPE, 2015. p. 0941-0948.

GATTO, L. C. S. **Diagnóstico ambiental da bacia do Rio Jaguaribe: diretrizes gerais para a ordenação territorial**. IBGE: 1999, 77p.

GIBRILLA, A. *et al.* Seasonal evaluation of raw, treated and distributed water quality from the Barekese Dam (River Offin) in the Ashanti Region of Ghana. **Water Qual Expo Health**, [s.l.], v. 3, n. 3/4, p. 157-174, 2011.

GITELSON, A. A. *et al.* Comparative reflectance properties of algal cultures with manipulated densities. **Journal of Applied Phycology**, [s.l.], v. 11, p. 345-354, 1999.

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**, [s.l.], v. 13, n. 17, p. 3367-3373, 1992.

GOMES, M. A. F. **Água: sem ela seremos o planeta Marte de amanhã**. Embrapa Meio Ambiente. 2011. Disponível em: <http://www.cnpma.embrapa.br/down_hp/464.pdf>. Acesso em: 09 fev. 2012.

GONÇALVES, C. S. **Qualidade de águas superficiais na microbacia hidrográfica do Arroio Lino Nova Boêmia - Agudo – RS**. 2003. 89f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

GONCHARUK, V. V. Drinking water: factors affecting the quality of drinking water. *In*: GONCHARUK, V. V. **Drinking Water**. Cham: Springer, 2014. p. 105-245.

GOODIN, D. G. *et al.* Analysis of Suspended Solids in Water Using Remotely Sensed High Resolution Derivative Spectra. **Photogrametric Engineering & Remote Sensing**, [s.l.], v. 59, n. 4, p. 505-510, 1993.

GRASSI, M. T. As águas do planeta Terra. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**, edição especial, p. 31-40, 2001.

GUERRA, P. B. **A Civilização das secas**. DNOCS, Fortaleza, DNOCS, 1981.

GUIMARÃES, J. C. R. **Medidas de concentração de sedimentos e turbidez na Bacia Hidrográfica do Lajeado Grande, São Martinho da Serra (RS)**. 2010. 121f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

GUTIÉRREZ, A. P A. *et al.* Drought preparedness in Brazil. **Weather and Climate Extremes**, [s.l.], v. 3, p. 95-106, 2014.

HAN, L. Estimating chlorophyll-a concentration using first-derivative spectra in coastal water. **International Journal of Remote Sensing**, [s.l.], v.26, n.23. p. 5235-5244, 2005.

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**. New York, v. 62, p. 253-261, 1997.

HIRTLE, H.; RENCZ, A. The relation between spectral reflectance and dissolved organic carbon in lake water: Kejimikujik National Park, Nova Scotia, Canada. **International Journal of Remote Sensing**, [s.l.], v. 24, n. 5, p. 953-967, 2003.

HUNTER, P. D. *et al.* Hyperspectral remote sensing of cyanobacterial pigments as indicator for cell populations and toxins in eutrophic lakes. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 114, n. 11, p. 2705-2718, 2010.

IVANOVA, M. B.; KAZANTSEVA, T. I. Effect of water pH in Total Dissolved Solids on the species diversity of pelagic zooplankton in lakes: a statistical analysis. **Russian Journal of Ecology**, [s.l.], v. 37, n. 4, p. 264–270, 2006.

JACOMINE, P. K. T. *et al.* **Levantamento Exploratório – Reconhecimento de Solos do Estado do Ceará – Volume I – Boletim Técnico nº 28, Série Pedologia nº16 – Recife, 1973.**

JENSEN, J. R. *et al.* Remote sensing and numerical modeling of suspended sediment in Laguna de Terminos, Campeche, Mexico. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 28, p. 33-44, 1989.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres.** Tradução da 2 ed. por (pesquisadores do INPE): EPIPHANIO, J. C. N. (coordenador); FORMAGGIO, A. R.; SANTOS, A. R.; BERNARDO F. T. RUDORFF, B. F. T.; ALMEIDA, C. M.; GALVÃO, L. S. São José dos Campos: Parêntese. 2009. 672p.

JOHN, L.; MARCONDES, P. **O valor da água: primeiros resultados da cobrança nas Bacias PCJ.** Editorial Camarim, 2010. 171p.

JONES, J. G. **A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh waters.** London: Fresh Waters Biological Association, 1979.

JONG, J.; ROOY, P. T. J. C.; HOSPER, S. H. Living with water: at the crossroads of change. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 8, p. 393-400, 1995.

KAEBERNICK, M.; NEILAN, B. A. Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. **FEMS Microbiology Ecology**, [s.l.], v. 35, p. 1-9, 2001.

KARABULUT, M.; CEYLAN, N. The spectral reflectance responses of water with different levels of suspended sediment in the presence of algae. **Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences**, [s.l.], n. 29, v. 6, p. 351-360, 2005.

KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. *In*: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, F. E. (Ed.). **Reservoir limnology: ecological perspectives.** New York: John Wiley & Sons, 1990. p. 133-193.

KIRK, J. T. O. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. 2. ed. Cambridge University Press: Britain, p. 57–71. 1994.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota. 1. Teil. Chroococcales**. Gustav Fisher. 1999.

KOMÁREK, J. **Das phytoplankton des Sii wassers**. 7. Teil. Chlorococcales. Tomo I. Sturttigard. 1983.

KOMÁREK, J. **Das phytoplankton des Sii wassers**. 7. Teil. Chlorococcales. Tomo II. Sturttigard. 1983.

KUBITZA, F. Açude de Orós: tilapicultura consolida desenvolvimento Econômico e social, mas piscicultores ainda lutam por licenciamento. **Panorama da aqüicultura**, Rio de Janeiro, julho, agosto, p. 14-19, 2011.

KURODA, E. K. *et al.* Determinação de clorofila pelo método espectrofotométrico visando o monitoramento da eficiência do tratamento de águas para abastecimento. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 23., 2005. Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2005. p.1-13.

KUTSER, T. Quantitative detection of chlorophyll in cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. **Limnology and Oceanography**, [s.l.], v. 49, n. 6, p. 2179-2189, 2004.

KUTSER, T. *et al.* Suitability of MODIS 250 m resolution band data for quantitative mapping of cyanobacterial blooms. **Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology and Ecology**, [s.l.], v. 55, n. 4, p. 318-328, 2006.

LE, C. *et al.* Remote estimation of chlorophyll a in optically complex waters based on optical classification. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 115, p. 725-737, 2011.

LEE, R. E. **Phycology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1999. 614 p.

LEEMANS, R.; KLEIDON, A. Regional and global assessment of the dimensions of desertification. *In: REYNOLDS, J. F.; SMITH, D. M. S. (eds). Global desertification: do humans cause deserts*. Berlim: Dahlem University Press. p. 215-231. 2002.

LEITÃO A. C. *et al.* Zooplankton community composition and abundance of two Brazilian semiarid reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensis**, [s.l.], v. 8, n. 4, p. 451-468, 2006

LEMOS, W. E. D. **Monitoramento e gestão da qualidade da água em reservatórios incorporando processos hidrodinâmicos e climáticos de regiões tropicais semiáridas**. 2010. 164f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

LEPRUM, P. Primeira avaliação das águas superficiais do nordeste. Relatório final de convênio, **SUDENE**, Recife, p.141, 1983.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 2. ed. Editora Átomo, Campinas, 2008.

LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W. **Remote sensing and image interpretation**. 3. ed. 1994. 750p.

LIMA, V. F. *et al.* Caracterização dos níveis populacionais de cianobactérias no Açude Jacurici em Itiúba – Bahia. **Enciclopédia Biosfera**, v. 8, n. 16, p. 35-46, 2013.

LIMA, V. T. A. *et al.* Caracterização da água de açudes com peixes no semiárido pernambucano. **Revista Acadêmica, Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, v. 7, n. 4, p. 395-405, 2009.

LIMA, W. S.; GARCIA, C. A. B. Qualidade da água em Ribeirópolis-SE: o Açude do Cajueiro e a Barragem do João Ferreira. **Scientia Plena**, São Cristóvão, v. 4, n. 12, p. 1-24, 2008.

LIMA, W. S. **Qualidade da água em Ribeirópolis: O Açude do Cajueiro e a Barragem do João Ferreira**. 2008. 98f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2008.

LIU, B. Y. H; JORDAN, R. C. The interrelationship and characteristic distribution of direct, diffuse and total solar radiation. **Solar Energy**, [s.l.], v. 4, n.3, p. 1-19, 1960.

LIU, W. T. H. **Aplicações de sensoriamento remoto**. Campo Grande: Ed. UNIDERP, 2006. 908p.

LOBO, F. L. **Biblioteca espectral: determinação de espectros de referência para a classificação de tipos de água das áreas alagáveis da Amazônia**. 2009. 129f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2009.

LODHI, M. A. *et al.* The potential for remote sensing of loess soils suspended in surface waters. **Journal of the American Water Resources Association**, [s.l.], v. 33, n. 1, p. 111-117, 1997.

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

LONDE, L. R.; NOVO, E. M. L. M.; CALIJURI, M. C. Avanços no estudo do comportamento espectral do fitoplâncton e identificação remota de algas. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: INPE, 2005. p. 389-396.

LÔNDERO, E. *et al.* Análise da condutividade elétrica das águas dos rios Bugres e Paraguai. **Revista Higiene Alimentar**, [s.l.], v. 25, n. 194/195, 2011.

LOPES, F. B. *et al.* Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 4, p. 437-445, 2014.

LOPES, F. B. **Uso de sensoriamento remoto como suporte ao monitoramento da qualidade das águas superficiais da região semiárida do Brasil**. 2013. 202f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

MAGALHÃES JUNIOR, A. P. A situação do monitoramento das águas no Brasil – instituições e iniciativas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 5, n. 3, p. 113-135, 2000.

MAGALHÃES, A. R. The effects of climatic variations on agriculture in Northeast Brazil. *In*: PARRY, M.; CARTER, T.; KONIJN, N (eds). **The impact of climate variations on agriculture**. v. 2. Assessments in semiarid regions. Kluwer Academic Publishers, Amsterdam, pp. 277-304, 1988.

MAIA, A. R. S. **Influência da sazonalidade climática no levantamento do uso e cobertura do solo, com uso de geotecnologias, em uma bacia hidrográfica do semiárido**. 2015. 68f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

MAO, Z. *et al.* A regional remote sensing algorithm for total suspended matter in the East China Sea. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 124, p. 819-831, 2012.

MATHEWS, M. W.; BERNARD, S.; WINTER, K. Remote sensing of cyanobacteria-dominant algal blooms and water quality parameters in Zeekoevlei, a small hypertrophic lake, using MERIS. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 114, n. 9, p. 2070-2087, 2010.

MEDEIROS, S. S. *et al.* **Sinopse do Censo Demográfico para o Semiárido Brasileiro**. Campina Grande: INSA, 2012. 103p.

MEIRELES, A. C. M. *et al.* Evaluation of Spectral Similarity of Water in Urban and Rural Reservoirs Using Cluster Analysis. *In*: CENTURY WATERSHED TECHNOLOGY WORKSHOPS: IMPROVING WATER QUALITY AND THE ENVIRONMENT, 21., 2012, Bary (Itália). **Anais...** Bary (Itália): ASABE, 2012. p. 1-7.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Brasília: CNPq, 2012. 266p.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v.3, n. 4, p. 33-38, 2002.

MILTON, E. J. Principles of field spectroscopy. **International Journal of Remote Sensing**, [s.l.], v. 8, n. 12, p. 1807-1827, 1987.

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**, [s.l.], v. 37, n. 1, p. 147-149, 1992.

MOBLEY, C. D. **Light and water: radiative transfer in natural waters**. San Diego: Academic Press. 1994. 592p.

MOLLE, F. **Perdas por evaporação e infiltração em pequenos açudes**. Série Brasil. SUDENE. Hidrologia. Recife, série.25, 1989.

MONTEIRO, A. J. **Eutrofização**. Documento do Instituto Superior Técnico. Disponível em: <<https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/downloadFile/3779571635722/Eutrofiza.pdf>>. Acesso em: 06 out. 2014.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. 3. ed. atual. ampl. – Viçosa: Ed. UFV, 2005. cap. 5, p. 109-114.

MOSTOFA, K. M. G. *et al.* (Ed.). Dissolved organic matter in natural waters. *In*: MOSTOFA, K. *et al.* (Ed.). **Photobiogeochemistry of organic matter: principles and practices in water environments**. Berlin, Heidelberg: Springer, 2013. p. 1-138.

MOTA, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 1997. 292p.

MOURA, A. D.; SHUKLA, J. On the dynamics of droughts in Northeast Brazil: observations, theory and numerical experiments with a general circulation model. **Journal of Atmospheric Sciences**, [s.l.], v, 38, p. 2653-2673, 1981.

MOURA, I, B M. **Estudos das águas da bacia hidrográfica do Rio Banabuiú no trecho entre Quixeramobim e Banabuiú – Ceará, Brasil**. 2013. 243f. Tese (Doutorado em Geologia) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

MOURA, M. S. B. *et al.* **Clima e água de chuva no Semi-Árido**. 2. p. 36-59. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPATSA/36534/1/OPB1515.pdf>>. Acesso em: 23 nov. 2012.

NEBEL, B. J.; WRIGHT, R. T. **Environmental Science**. 7. ed. New Jersey: Prentice Hall, 2000.

NOERNBERG, M. A. *et al.* Relação entre profundidade Secchi e fator de reflectância da água de ambientes aquáticos lênticos em Cachoeira Paulista, SP. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 1996, Salvador. **Anais...** Salvador: INPE, 1996. p. 933-939.

NOVO, E. M. L. M.; BARBOSA, C. C. F.; FREITAS, R. M. Sistemas Aquáticos Continentais. *In*: RUDORFF, F. T. B.; SHIMABUKURU, Y. E.; CEBALLOS, J. C. **O Sensor Modis e suas aplicações ambientais no Brasil**. São José dos Campos, SP: A. Silva Vieira Ed., 2007. cap. 19, p. 265-275.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 4. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2010. 387p.

NOVO, E. M. L. M. Comportamento espectral da água. *In*: MENESES, P. R., MADEIRA NETTO, J. S. (Orgs.). **Sensoriamento remoto: reflectância de alvos naturais**. Brasília: Universidade de Brasília, p. 203-221. 2001.

NOVO, E. M. L. M. *et al.* Results of a laboratory experiment relating spectral reflectance to total suspended solids. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 36, n. 1, p. 67-72, 1991.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 4. ed. São Paulo: Blucher, 2010. 387p.

NUNES, S. M. Aspectos éticos quanto ao acesso desigual à água potável. **Bioethikos**, São Paulo, v. 3, n. 1, p. 110-116, 2009.

OGASHAWARA, I.; ALCÂNTARA, E. H.; TUNDISI, J. G. Detecção de ficocianina por meio de imagens Landsat TM e ETM+ em no reservatório de Guarapiranga, SP. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2013. Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: INPE, 2013. p. 6643-6650.

OHLE, W. **Die sedimente des grossen ploner sees as documente der zivilisation**. Jahrb. Heimatkunde Plon 2:7-27 1972.

OLIVEIRA, E. N. **Impacto de barragens sobre a dispersão de matéria e a sustentabilidade da pluma costeira do Rio São Francisco (AL/SE): análise espacial e temporal por sensoriamento remoto**. 2009. 158f. Tese (Doutorado em Geoquímica Ambiental) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2009.

OMETO, J. P. H. B. *et al.* Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. **Freshwater Biology**, [s.l.], v. 44, n. 2, p. 327-337, 2000.

PÁDUA, H. B. **Sólidos totais em sistemas aquáticos**. Disponível em: <<http://www.setorpesqueiro.com.br>>. Acesso em: 22 jun. 2014.

PALÁCIO, H. A. Q. *et al.* Similaridade da qualidade das águas superficiais da bacia do Curu, Ceará. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 9, p. 2494-2500, 2009.

PALÁCIO, H. A. Q. **Índice de qualidade das águas na parte baixa da bacia hidrográfica do rio Trussu, Ceará**. 2004. 94f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2004.

PALMA, P. *et al.* Risk Assessment of pesticides detected in surface water of the Alqueva reservoir (Guadiana basin, southern of Portugal). **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 488-489, p. 208-219, 2014.

PARANÁ. Instituto das Águas do Paraná. **Monitoramento da qualidade das águas**. Disponível em: <http://www.aguasparana.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=9>. Acesso em: 20 maio 2013.

PARANÁ. Instituto Ambiental do Paraná. **Monitoramento da qualidade da água no rio Arraial e São João, Região metropolitana de Curitiba – PR**. Paraná, 2003.

PARSONS, T. R.; TAKAHASHI, M.; HARGRAVE, B.; **Biological oceanographic processes**. 3. ed. New York: Pergamon Press, 1983.

PAYNE, A. I. **The ecology of tropical lakes and rivers**. New York: John Wiley & Sons. 1995. 301p.

PEREIRA, L. *et al.* A salinidade das águas superficiais e subterrâneas na bacia da Gameleira, município de Aiuaba/CE. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 9-18, 2006.

PEREIRA, R. **Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da concentração de clorofila-a, transparência e profundidade da água na Lagoa de Araruama, RJ.** 2007. 63f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

PILOTTO, L. S.; KLIEWER, E. V.; DAVIES, R. Cyanobacterial (blue-green algae) contamination in drinking water and perinatal outcomes. **Australian and New Zealand journal of public health**, [s.l.], v. 23, n. 2, p. 154-158, 1999.

PION: LIGADO NA FÍSICA. **Espectro eletromagnético.** Disponível em: <<http://www.sbfisica.org.br/v1/novopion/index.php/publicacoes/imagens/130-espectro-eletromagnetico>>. Acesso em: 06 jun. 2013.

PINTO, M. C. F. Manual medição in loco. **Site da CPRM**, 2007. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/pgagem/manual_medicoes_T_%20pH_OD.pdf>. Acesso em: 17 jun. 2014.

POMPONET, A. S. 100 anos de DNOCS: manchas e marchas e contramarchas da convivência com as secas. **Conj. & Planej.**, Salvador, n. 162, p. 58-65, 2009.

QIAO, Y. *et al.* Surface water pH variations and trends in China from 2004 to 2014. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s.l.], v. 188, n. 483, p. 1-13, 2016.

QUARMBY, N. A. *et al.* Monitoring sediment transport systems in a semiarid area using Thematic Mapper Data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 28, p. 305-315, 1989.

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

REBOUÇAS, A. C. Água doce no mundo e no Brasil. *In*: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org.) **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação.** 3. ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2006. cap. 01, p. 1-35.

RENÓ, V. F. *et al.* Caracterização espectral das águas da Planície do Rio Paraná a partir de imagens Landsat TM. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. **Anais...** Natal: INPE, 2009. p. 4821-4828.

RESENDE, A. V. **Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato.** Embrapa Cerrados, 2002. 29p.

RICHARDSON, L. L. Remote sensing of algal bloom dynamics: new research fuses remote sensing of aquatic ecosystems with algal accessory pigment analysis. **BioScience**, [s.l.], v. 4, n. 7, p. 492-501, 1996.

RIGHETTO, A. M. **Hidrologia e recursos hídricos.** São Carlos. EESC/US. 1998. 840 p.

RITCHIE, J. C.; COOPER, C. M.; SCHIEBE, F. R. The relationship of MSS and TM Digital Data with suspended sediments, chlorophyll, and temperature in Moon Lake, Mississippi. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 33, n. 1, 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**, New York, v. 23, n. 1, p. 65-81, 1987.

ROCHA, O. **Avaliação do estado do conhecimento da diversidade biológica do Brasil – Águas doces**: versão preliminar. Relatório do MMA. 2003. 70p.

ROSE, R. E. **Monitoramento da água precisa melhorar**. Disponível em: <<http://sustentabilidade.com/monitoramento-agua-precisa-melhorar/>>. Acesso em: 20 jun. 2015.

RUDDICK, K. G.; DE CAUWER, V.; PARK, Y. Seaborne measurements of near infrared water-leaving reflectance: The similarity spectrum for turbid waters. **Limnology and Oceanography**, [s.l.], v. 5, n. 2, p. 1167-1179, 2006.

RUDORFF, C. M. *et al.* Análise derivativa de dados hiperespectrais medidos em nível de campo e orbital para caracterizar a composição de águas opticamente complexas na Amazônia. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 37, n. 2, p. 269–280, 2007.

RUNDQUIST, D. C. *et al.* Remote measurement of algal chlorophyll in surface waters: the case for the first derivative of reflectance near 690 nm. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, [s.l.], v. 62, n. 2, p. 195-200, 1996.

SÁ, M. V. C. **Limnocultura: limnologia para aquicultura**. Fortaleza: Edições UFC, 2012. 218p.

SANCHES, S. M. *et al.* Presença da toxina microcistina em água, impactos na saúde pública e medidas de controle. **Revista de Ciências Farmacêuticas Básica e Aplicada**, São Paulo, v. 33, n. 2, p. 181-187, 2012.

SANSIGOLO, C. A. Variabilidade interanual da estação chuvosa em São Paulo. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 4, n. 1, p. 101-105, 1996.

SANT'ANNA, C. L. *et al.* **Manual Ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência LTDA, 2006. 58p.

SANTOS, B. B. *et al.* Estudo da relação entre a concentração de sedimentos em suspensão e a turbidez no reservatório de Mogi-Guaçu (SP). In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 11., 2014, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABRH, 2014.

SANTOS, J. C. N. *et al.* Land use and trophic state dynamics in a tropical semi-arid reservoir. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 45, n. 1, p. 35-44, 2014.

SÃO PAULO. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Alterações físico químicas**. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/mortandade/causas_materia.php>. Acesso em: 21 nov. 2014.

SÃO PAULO. Departamento de Água e Esgoto de São Caetano do Sul. **A água no Brasil**. Disponível em: <<http://www.daescs.sp.gov.br/index.asp?dados=ensina&ensi=brasil>>. Acesso em: 20 abr. 2013.

SARMENTO, F. L.; PEREIRA FILHO, W. Análise temporal de florações de algas identificadas por imagens de satélite no reservatório Passo Real – RS. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2015, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: INPE, 2015. p. 6787-6794.

SARTOR, S. C. D. B.; WACHHOLZ, F.; PEREIRA FILHO, W.; Relação das variáveis TSS e transparência da água com o uso da terra na área de captação das sub-bacias do Reservatório Rodolfo Costa e Silva/CORSAN – RS. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: INPE, 2007.

SEBRAE CE. Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas – Ceará. **Estudo setorial piscicultura. 2009**. Disponível em: <[http://201.2.114.147/bds/bds.nsf/942E08A72A23F2FB83257627004FE8BD/\\$File/NT00041FD6.pdf](http://201.2.114.147/bds/bds.nsf/942E08A72A23F2FB83257627004FE8BD/$File/NT00041FD6.pdf)>. Acesso em: 28 jun. 2015.

SETTI, A. A. *et al.* **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. 2. ed. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica, Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, 2000. 207p.

SILVA, I. N. *et al.* Qualidade de água na irrigação. **Agropecuária Científica do Semi-Árido**, Patos, v. 7, n. 3, p. 1-15, 2011.

SILVA, G. S. **Estudo da degradação dos recursos naturais pelo uso agrícola no entorno da bacia hidráulica do açude Orós, Ceará**. 2011. 44f. Monografia (Tecnologia em Irrigação e Drenagem) – Instituto Federal de Educação e Tecnologia do Ceará, Iguatu, 2011.

SILVA, M. B. R.; AZEVEDO, P. V.; ALVES, T. L. B. Análise da degradação ambiental no alto curso da bacia hidrográfica do Rio Paraíba. **Boletim Goiano de Geografia**, Goiânia, v. 34, n. 1, p. 35-53, 2014.

SILVA, M. D. **Diagnóstico da comunidade fitoplanctônica de um reservatório no semiárido nordestino**. 2013. 112f. Dissertação (Mestrado em Recursos e Recursos Naturais) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

SILVA, P. G. **Técnicas de sensoriamento remoto e radiometria aplicadas a vinhedos em duas regiões do Rio Grande do Sul, Brasil**. 2006. 87f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

SILVA, V. K.; FERREIRA, M. W.; LOGATO, P. V. R. **Qualidade da água na piscicultura**. 2003. Disponível em: <<http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:booot5PoEIkJ:www.editora.ufla.br/index.php/component/phocadownload/category/56-boletins-de->

extensao%3Fdownload%3D1164:boletinxextensao+&cd=2&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br>. Acesso em: 20 jun. 2014.

SIMIS, S. G. H.; PETERS, S. W. M.; GONS, H. J. Remote sensing of the cyanobacterial pigment phycocyanin in turbid inland water. **Limnology and Oceanography**, [s.l.], v. 50, n. 1, p. 237–245, 2005.

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

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology and Evolution**, [s.l.], v. 24, n. 4, p. 201-207. 2009.

SOARES, Z. M. L. *et al.* Uso e ocupação da terra nas áreas de entorno do açude Orós com vistas ao ordenamento territorial. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO*, 14., 2009. Natal. **Anais...** Natal: INPE, 2009. p. 4417-4424.

SOBRINHO, T. P. **História das secas**. Coleção Mossoroense, v. 226, 2. ed. Fundação Guimarães Duque, Mossoró, 1982.

SOUSA, A. B.; MELO, R. A.; SILVA, D. F. Avaliação climática e dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe (CE). **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s.l.], v. 6, n. 5, p. 1115-1140, 2013.

SOUSA, A. C. S. **Dinâmica do processo de eutrofização nas águas superficiais do açude Trussu, no estado do Ceará**. 2015. 61f. Monografia (Tecnologia em Irrigação e Drenagem) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Iguatu, 2015.

SOUZA, M. M.; GASTALDINI, M. C. C. Avaliação da qualidade da água e bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 19, p. 263-274, 2014.

STREBLE, H.; KRAUTER, D. **Atlas de los microorganismos de agua Dulce: La vida em uma gota de agua**. Barcelona: Ediciones Omega S.A., 1987. 364p.

TRENTIN, A. B. **Sensoriamento remoto aplicado ao estudo do comportamento espectral da água no reservatório Passo Real – RS**. 2009. 97f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

TODESCHINI, M. L. **Dinâmica espacial e temporal das características físicas e químicas do rio Cubatão e distribuição espacial da bacia hidrográfica – Litoral do Paraná**. 2004. 125f. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

TOLEDO, C. E.; ARAÚJO, J. C.; ALMEIDA, C. L. The use of remote-sensing techniques to monitor dense reservoir networks in the Brazilian semiarid region. **International Journal of Remote Sensing**, [s.l.], v. 35, n. 10, p. 3683-3699, 2014.

TONG, S. T. Y.; CHEN, W. Modeling the relationship between land use and surface water quality. **Journal of Environmental Resource**, [s.l.], v. 66, n. 4, p. 377-393, 2002.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa, IIE, p. 248, 2003.

TUNDISI, J. G. Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios – estudo de caso e perspectivas. *In*: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Eds.). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: Rima, 2005. cap. 1, p. 1-21.

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. 117f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2009.

VASCONCELOS, J. F. *et al.* Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, [s.l.], v. 39, n. 2, p. 1-20, 2011.

VIANNA, R. C.; VIANNA JUNIOR, C. C.; VIANNA, R. M. **Os recursos de água doce no mundo – situação, normatização e perspectiva**. Disponível em: < http://www.ambito-juridico.com.br/site/index.php?artigo_id=215&n_link=revista_artigos_leitura>. Acesso em: 20 fev. 2014.

VIEIRA, V. P. P. B. Água Doce no Semi-Árido. *In*: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org.). **Águas Doces do Brasil**. São Paulo: Escrituras, 1999. p. 509-532.

VILAR, M. S. A. **Condições ambientais e da qualidade da água no processo de eutrofização de açudes em Cascata no semiárido paraibano**. 2009. 82f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal da Paraíba e Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2009.

VILELA, M. A. M. A. **Metodologia para monitoramento da qualidade da água de reservatórios utilizando sensoriamento remoto**. 2010. 120f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2010.

VINCENT, R. K. *et al.* Phycocyanin detection from LANDSAT TM data for mapping cyanobacterial blooms in Lake Erie. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 89, n. 3, p. 381-392, 2004.

VOLPE, V.; SILVESTRI, S.; MARANI, M. Remote sensing retrieval of suspended sediment concentration in shallow waters. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 115, p. 44-54, 2011.

WACHHOLZ, F. **Compartimentação aquática do reservatório Rodolfo Costa e Silva-RS, a partir de variáveis limnológicas e imagens orbitais**. 2007. 97f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

WANG, J. J.; LU, X. X. Estimation of suspended sediment concentrations using Terra MODIS: An example from the Lower Yangtze River, China. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 408, p. 1131-1138, 2010.

WANG, X. Integrating water-quality management and land-use planning in a watershed context. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 61, n. 1, p. 25-36, 2001.

WANG, X. J.; MA, T. Application of remote sensing techniques in monitoring and assessing the water quality of Taihu Lake. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 67, n. 6, p. 863–870, 2001.

WETZEL, R. G. **Limnology: Lakes and River Ecosystems**. 3. ed. San Diego, CA: Academic Press. 2001.

WETZEL, R. G. **Limnology**. Second Edition. New York: CBS College Publishing. 1983.

WILHITE, D. A. *et al.* Managing drought risk in a changing climate: the role of national drought policy. **Weather and Climate Extremes**, [s.l.], v. 3, p. 4-13, 2014.

WEAVER, E. C.; WRIGLEY, R. **Factors affecting the identification of phytoplankton groups by means of remote sensing**. NASA Technical Memorandum 108799. 1994.

YUAN, M.; CARMICHAEL, W. W.; HILBORN, E. D. Microcystin analysis in human sera and liver from human fatalities in Caruaru, Brazil 1996. **Toxicon**, [s.l.], v. 48, n. 6, p. 626-640, 2006.

ZHANG, J.; RIVARD, B., SANCHEZ-AZOFEIFA, A. Derivative spectral unmixing of hyperspectral data applied to mixtures of lichen and rock. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, [s.l.], v. 42, n. 9, p. 1934-1940, 2004.