

Universidade Federal de Juiz de Fora
Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada a Conservação e
Manejo de Recursos Naturais

Ricardo Neves de Souza Lima

**UTILIZAÇÃO DE GEOTECNOLOGIAS PARA AVALIAÇÃO DE
CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS**

Juiz de Fora
2013

Ricardo Neves de Souza Lima

Utilização de geotecnologias para avaliação de características ambientais em ecossistemas aquáticos

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ecologia Aplicada a Conservação e Manejo de Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Celso Bandeira de Melo Ribeiro, D.Sc.

Co-orientador: Prof. Cláudio Clemente Faria Barbosa, D.Sc.

Juiz de Fora

2013

UTILIZAÇÃO DE GEOTECNOLOGIAS PARA AVALIAÇÃO DE CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

Ricardo Neves de Souza Lima

Orientador: Prof. Celso Bandeira de Melo Ribeiro, D.Sc.

Co-orientador: Prof. Cláudio Clemente Faria Barbosa, D.Sc.

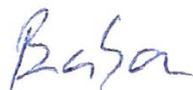
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ecologia Aplicada a Conservação e Manejo de Recursos Naturais

BANCA EXAMINADORA

Aprovado em 04 de abril de 2013.



Prof. Dr. Celso Bandeira de Melo Ribeiro
Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF



Prof. Dr. Cláudio Clemente Faria Barbosa
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE



Prof. Dr. Otto Corrêa Rotunno Filho
Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ

Lima, Ricardo Neves de Souza.

Utilização de geotecnologias para avaliação de características ambientais em ecossistemas aquáticos. /

Ricardo Neves de Souza Lima. - 2013.

231 f. : il.

Orientador: Celso Bandeira de Melo Ribeiro

Coorientador: Cláudio Clemente Faria Barbosa

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, 2013.

1. Análise ambiental. 2. Eutrofização. 3. Reservatórios. 4. Sistema de Informação Geográfica. I. Ribeiro, Celso Bandeira de Melo, orient. II. Barbosa, Cláudio Clemente Faria, coorient. III. Título.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por ter chegado até aqui e vencido mais esta etapa.

Aos meus pais, David e Darcy e meu irmão Rafael, pelo constante apoio e incentivo.

Ao meu orientador, Professor Celso Bandeira de Melo Ribeiro, pelos ensinamentos, por ter acreditado no meu trabalho e por proporcionar a oportunidade de trilhar novas áreas do conhecimento.

Ao meu co-orientador, Professor Cláudio Clemente Faria Barbosa, pelo grande apoio técnico e científico e pela atenção dispensada, sem os quais este trabalho não seria possível.

Ao Rafael Damiani Ferreira pela inestimável ajuda e amizade durante a coleta e análise dos dados, e ao Joaquim Leão pelo apoio durante os trabalhos de campo.

Ao Professor Otto Corrêa Rotunno Filho pelo aceite em participar da banca e poder contribuir para este trabalho.

À Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Ecologia pela oportunidade e estrutura disponibilizada.

À CAPES pelo apoio com a bolsa concedida.

Aos funcionários e professores do PGECOL pela contribuição e apoio dados durante este período, em especial aos responsáveis pelo LEA e ao técnico Gladson pela presteza nas análises.

A todos os colegas de turma do PGECOL pelos momentos de amizade e parceria e que de alguma forma contribuíram para o cumprimento desta etapa.

Aos amigos Alex Campos e Leonardo Matiole pelo apoio e incentivos constantes que me fizeram chegar até aqui! Obrigado pessoal!

RESUMO

Reservatórios são sistemas artificiais complexos influenciados pelas características de sua bacia hidrográfica que, submetidos a pressões de origem antrópica, sofrem desequilíbrios na dinâmica dos seus processos físico-químicos e hidrobiológicos, conduzindo a estados de degradação. A compreensão das interações entre o sistema terrestre (bacia hidrográfica) e o sistema aquático (reservatório) torna-se fundamental na adoção de estratégias de gerenciamento quali-quantitativo dos recursos hídricos. A análise de ecossistemas aquáticos utilizando métodos expeditos em associação com aquisição de dados *in situ* permite maior velocidade e abrangência no processamento das informações. No reservatório de Funil – RJ, o constante aporte de poluentes orgânicos provenientes de sua bacia hidrográfica promove a degradação da qualidade das águas, com o estabelecimento de condições eutróficas e o surgimento frequente de florações de algas. Nesse contexto, esta dissertação foi dividida em três capítulos desenvolvidos de acordo com os seguintes objetivos: 1) avaliar os fatores de pressão antrópica sobre o estado trófico do reservatório de Funil através da modelagem em SIG; 2) analisar suas características limnológicas através da coleta e análise de parâmetros de qualidade da água; e 3) utilizar técnicas de sensoriamento de campo e orbital para análise da concentração de clorofila-*a* na água. Os resultados indicaram que a concentração potencial de nutrientes ultrapassariam os limites estabelecidos na maior parte da bacia, com predominância para as cargas pontuais, porém com uma significativa contribuição de fontes não pontuais (difusas). Com relação às características limnológicas do reservatório de Funil, verificou-se a ocorrência predominante de um estado supereutrófico no período analisado, com um gradiente marcante de montante (pior condição) à jusante (melhor condição). As características espectrais da água, tanto as obtidas *in situ* quanto por satélite (sensor MERIS), demonstraram algumas feições características da presença de fitoplâncton no reservatório, especialmente nas regiões do vermelho e infravermelho próximo do espectro eletromagnético, indicado pelas correlações significativas entre o índice NDVI e as concentrações de clorofila-*a* na água. Conclui-se que a elevada carga potencial de nutrientes provenientes da bacia condiciona, em grande parte, o processo de eutrofização no reservatório de Funil e que métodos que utilizam o sensoriamento remoto para estimar a concentração fitoplanctônica podem ser de grande utilidade no estudo de sistemas aquáticos continentais.

Palavras chaves: Análise ambiental, eutrofização, reservatórios, sistema de informação geográfica.

ABSTRACT

Reservoirs are artificial complex systems influenced by watershed characteristics, and subjected to anthropogenic pressures suffer imbalances in the dynamics of their physical-chemical and hydrobiological processes, leading to degradation states. Understanding the interactions between the terrestrial system (watershed) and the aquatic system (reservoir) becomes crucial in the adoption of strategies for qualitative and quantitative management of water resources. The analysis of aquatic ecosystems using expedited methods in combination with in situ data acquisition allows for greater speed and coverage of information processing. In Funil-RJ reservoir the constant input of organic pollutants from its watershed promotes the degradation of water quality, with the establishment of eutrophic conditions and the emergence of frequent algal blooms. In this context, this dissertation is divided into three chapters developed in accordance with the following objectives: 1) to evaluate the factors of human pressure on the trophic status of the Funil reservoir through GIS modeling; 2) analyze their limnological characteristics through the collection and analysis of water quality parameters; and 3) using field and orbital remote sensing techniques to analyze the chlorophyll-*a* concentration in the water. The results indicated that the potential concentration of nutrients would exceed the limits established in most of the basin, predominantly to the point sources, but with a significant contribution from non-point sources (diffuse). With concerning to the limnological characteristics of Funil reservoir, was verified the predominant occurrence of a supereutrophic state over analyzed period, with a marked gradient upstream (worst condition) to downstream (best condition). The spectral characteristics of the water, both obtained in situ as satellite (MERIS sensor) showed some characteristic features of the presence of phytoplankton in the reservoir, especially in the red and near-infrared regions of the electromagnetic spectrum, indicated by significant correlations between NDVI index and the chlorophyll-*a* concentrations in the water. We conclude that the high potential for nutrient loading from the watershed affects largely the process of eutrophication in the Funil reservoir and methods that use remote sensing to estimate phytoplankton concentrations may be useful in the study of continental aquatic systems.

Keywords: Environmental analysis, eutrophication, reservoirs, geographic information system.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1. Localização da área de estudo	12
Figura 1.2. Fluxograma metodológico da modelagem distribuída de nutrientes na BCRF.	17
Figura 1.3. Setores censitários urbanos e rurais na BCRF.....	35
Figura 1.4. Densidade demográfica por setor censitário na BCRF.....	36
Figura 1.5. Cargas potenciais de Fósforo e Nitrogênio por setor censitário. 1.A e 2.A: Cargas potenciais brutas; 1.B e 2.B: Cargas potenciais com tratamento (remanescentes).....	38
Figura 1.6. Histograma de distribuição dos setores censitários quanto aos percentuais de remoção de N e P.....	40
Figura 1.7. Modelo potencial de cargas exportadas de fósforo de origem doméstica por pixel.	41
Figura 1.8. Modelo potencial de cargas exportadas de nitrogênio de origem doméstica por pixel.....	41
Figura 1.9. Mapa de Uso e Cobertura do Solo (UCS) da BCRF, obtido a partir de imagens do satélite Landsat TM5.....	43
Figura 1.10. Modelo potencial de cargas exportadas de fósforo de origem difusa por pixel. ...	48
Figura 1.11. Modelo potencial de cargas exportadas de nitrogênio de origem difusa por pixel.	49
Figura 1.12. Modelo digital de elevação da região do vale do Paraíba paulista e adjacências.	51
Figura 1.13. Modelo de direção do fluxo superficial obtido a partir do MDE SRTM.	52
Figura 1.14. Limites da BCRF e localização das estações fluviométricas da Agência Nacional de Águas (ANA).....	53
Figura 1. 15. Limites das Áreas de Drenagem (AD) das estações fluviométricas ANA.	54
Figura 1.16. Relação entre vazão (QMLT e Q95%) e área de drenagem na BCRF.	55
Figura 1.17. Precipitação média anual na BCRF.	57
Figura 1.18. Modelo de regressão linear para a relação chuva-vazão e respectivo ajuste.....	58
Figura 1.19. Vazão média de longo termo distribuída por pixel na BCRF.	59
Figura 1.20. Detalhe do modelo de fluxo escoado acumulado ($m^3 \cdot ano^{-1}$).....	60
Figura 1.21. Cargas totais acumuladas de Fósforo na rede de drenagem da BCRF.....	64
Figura 1.22. Cargas totais acumuladas de Nitrogênio na rede de drenagem da BCRF.....	64
Figura 1.23. Proporção entre as cargas de origem pontual e difusa de Nitrogênio nos diferentes trechos da BCRF.....	66
Figura 1.24. Proporção entre as cargas de origem pontual e difusa de Fósforo nos diferentes trechos da BCRF.	67

Figura 1.25. Modelo da concentração média estimada de Fósforo Total na rede de drenagem da BCRF (mg.L^{-1}).....	68
Figura 1.26. Modelo da concentração média estimada de Nitrogênio Total na rede de drenagem da BCRF (mg.L^{-1}).....	69
Figura 1.27. Concentração de fósforo total estimado nos cursos de água da BCRF em comparação com os limites estabelecidos para a classe II, segundo a Resolução CONAMA 357/05.	71
Figura 1.28. Relação linear entre as concentrações simuladas e observadas de nitrogênio (A) e fósforo (B), nas estações de monitoramento da CETESB.....	74
Figura 2.1. Localização do reservatório da UHE de Funil.	93
Figura 2.2. Diagrama de distribuição dos empreendimentos hidrelétricos operados pela ONS na bacia do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP, 2010).	94
Figura 2.3. Curva Cota X Volume do reservatório de Funil (ONS, 2012).....	95
Figura 2.4. Hidrograma diário de vazões afluentes ao reservatório de Funil entre 1960 e 2010. (ONS, 2012).	95
Figura 2.5. Gráfico das médias mensais de temperatura e precipitação na estação meteorológica de Resende-RJ, no período de 1961-1990.	97
Figura 2.6. Localização dos pontos amostrais no reservatório de Funil.	102
Figura 2.7. Variação Transparência da água (Secchi) nos pontos de amostragem.....	111
Figura 2.8. Distribuição espacial da transparência da água (Secchi).	112
Figura 2.9. Variação da Turbidez nos pontos de amostragem.	112
Figura 2.10. Distribuição espacial da Turbidez.....	113
Figura 2.11. Variação dos valores de OD nos pontos de amostragem.....	114
Figura 2.12. Distribuição espacial do Oxigênio Dissolvido.	115
Figura 2.13. Variação da temperatura superficial da água nos pontos de amostragem.	116
Figura 2.14. Distribuição espacial da Temperatura da água.	116
Figura 2.15. Variação dos valores de pH nos pontos de amostragem.	117
Figura 2.16. Distribuição espacial do pH.....	118
Figura 2.17. Variação dos valores de Condutividade Elétrica nos pontos de amostragem...	119
Figura 2.18. Distribuição espacial da Condutividade Elétrica.	120
Figura 2.19. Variação da Profundidade total nos pontos de amostragem.	121
Figura 2.20. Distribuição espacial da Profundidade.	121
Figura 2.21. Variação dos valores de Fósforo Total nos pontos de amostragem.	122
Figura 2.22. Distribuição espacial do Fósforo Total.	123
Figura 2.23. Variação dos valores de Ortofosfato (PO_4^{3-}) nos pontos de amostragem.	124
Figura 2.24. Distribuição espacial do Ortofosfato (PO_4^{3-}).	124

Figura 2.25. Variação dos valores de Clorofila-a nos pontos de amostragem.....	125
Figura 2.26. Distribuição espacial da Clorofila-a.	126
Figura 2.27. Distribuição espacial do estado trófico de acordo com a classificação do IET pelo método de Lamparelli (2004).	130
Figura 2.28. Análise multivariada de <i>cluster</i> segundo as variáveis limnológicas analisadas nos pontos amostrais no reservatório de Funil.	131
Figura 2.29. Ordenação <i>biplot</i> , por PCA, dos pontos amostrais e das variáveis físicas e químicas analisadas.	133
Figura 3.1. Localização do reservatório da UHE de Funil.	155
Figura 3.2. Fluxograma metodológico.....	156
Figura 3.3. Localização dos 21 pontos amostrais no reservatório de Funil.	157
Figura 3.4. Localização dos transectos percorridos para as medidas fluorométricas.	160
Figura 3.5. Espectros de reflectância brutos obtidos no reservatório de Funil.....	166
Figura 3.6. Valores de Turbidez (NTU) e transparência da água (Secchi).	167
Figura 3.7. Espectros de reflectância in situ obtidos no reservatório de Funil. (A) Grupo 1; (B) Grupo 2.....	168
Figura 3.8. Correlograma entre o fator de reflectância e variáveis limnológicas.....	169
Figura 3.9. Derivada espectral de primeira ordem dos espectros de reflectância suavizados do Grupo 1.....	171
Figura 3.10. Derivada espectral de primeira ordem dos espectros de reflectância suavizados do Grupo 2.....	171
Figura 3.11. Correlograma entre a 1ª Derivada espectral e a clorofila-a.	172
Figura 3.12. Relação entre clorofila-a e a Primeira derivada espectral em 690 nm. A) Relação linear. B) Relação exponencial (Melhor ajuste).	173
Figura 3.13. Relação entre clorofila-a e a Primeira derivada espectral em 685 nm . A) Regressão linear. B) Regressão exponencial (Melhor ajuste).....	173
Figura 3.14. Relação entre clorofila-a e o modelo de 3 bandas. A) Regressão linear. B) Regressão exponencial (Melhor ajuste).....	176
Figura 3.15. Espectros de reflectância simulados para as bandas do sensor MERIS.	176
Figura 3.16. Espectros de reflectância simulados para as bandas do sensor TM/Landsat...	177
Figura 3.17. Relação entre a clorofila-a e a Razão NIR/Red (A) e o NDVI (B) calculados sobre as bandas simuladas do sensor MERIS.....	178
Figura 3.18. Relação entre a clorofila-a e a Razão NIR/Red (A) e o NDVI (B) calculados sobre as bandas simuladas do sensor TM/Landsat.	178
Figura 3.19. Valores de fluorescência in vivo nos transectos percorridos no reservatório de Funil.....	180

Figura 3.20. Relação entre a clorofila-a e fluorescência instantânea. A) regressão linear. B) regressão de potência (melhor ajuste).....	181
Figura 3.21. Relação entre a clorofila-a e fluorescência média. A) regressão linear. B) regressão de potência (melhor ajuste).....	181
Figura 3.22. Correlograma entre a reflectância espectral (in situ) e a fluorescência.	182
Figura 3.23. Correlograma entre a reflectância nas bandas espectrais da imagem MERIS e a fluorescência.	182
Figura 3.24. Correlograma entre a reflectância nas bandas espectrais simuladas do sensor MERIS a partir dos dados in situ e a fluorescência.	183
Figura 3.25. Cena do sensor MERIS referente à data de 13/12/2011.....	184
Figura 3.26. Comparação entre as imagens MERIS (a) e Landsat (b) sobre o reservatório de Funil.....	185
Figura 3.27. Comparação entre os espectros de reflectância extraídos das imagens MERIS reais (linha contínua) e os simulados para as bandas do MERIS através dos dados obtidos <i>in situ</i> (linha tracejada).....	186
Figura 3.28. Correlograma entre a reflectância da imagem orbital (MERIS) e as variáveis limnológicas.....	187
Figura 3.29. Diagramas de dispersão entre a clorofila-a e o NDVI (A) e a razão B9/B8 (B) gerados a partir da imagem do sensor MERIS.....	188
Figura 3.30. Imagem NDVI (A) e estimativa da concentração de clorofila-a partir da imagem NDVI (B) elaboradas sobre a imagem MERIS no reservatório de Funil.	189

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1. Unidades de conservação pertencentes ao SNUC na área de estudo.	14
Tabela 1.2. Cargas unitárias brutas de Fósforo e Nitrogênio no esgoto doméstico.....	20
Tabela 1.3. Eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo nos sistemas de tratamento de esgotos.....	21
Tabela 1.4. Intervalos de valor do coeficiente Kappa e respectivos graus de concordância segundo Landis e Koch (1977).	23
Tabela 1.5. Coeficientes de exportação anual médios de fósforo total (PT) e nitrogênio total (NT) ($\text{kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) para cada tipo de uso e cobertura do solo.....	24
Tabela 1.6. Estações fluviométricas da ANA selecionadas.....	27
Tabela 1.7. População total e densidade demográfica nas áreas de drenagem das estações fluviométricas.....	37
Tabela 1.8. Setores censitários com maior potencial de geração de N e P na BCRF.	39
Tabela 1.9. Cargas brutas e remanescentes estimadas de N e P de origem sanitária na BCRF.....	39
Tabela 1.10. Amostras utilizadas para validação do mapa de UCS.	44
Tabela 1.11. Matriz de erros gerada para avaliação da precisão do mapeamento.....	44
Tabela 1.12. Quantificação das classes de Uso e Cobertura do Solo na BCRF.....	45
Tabela 1.13. Quantificação das classes de Uso e Cobertura Solo nas Áreas de drenagem das estações fluviométricas ANA.	45
Tabela 1.14. Coeficientes médios de exportação de N e P por cada classe de uso e cobertura do solo na BCRF.	48
Tabela 1.15. Características hidrológicas nas estações fluviométricas	55
Tabela 1.16. Vazão e chuva média de longo termo por área de drenagem.	57
Tabela 1.17. Comparação entre as vazões observadas nas estações fluviométricas e as estimadas a partir do modelo de acumulação de vazões.....	61
Tabela 1.18. Carga acumulada estimada de origem doméstica (pontual) em cada estação fluviométrica.	62
Tabela 1.19. Cargas difusas estimadas de N e P na BCRF.....	62
Tabela 1.20. Cargas totais acumuladas de N e P nas estações fluviométricas	65
Tabela 1.21. Concentrações médias simuladas de N e P nas estações fluviométricas.....	70
Tabela 1.22. Comparação entre as concentrações de fósforo simuladas com os limites da Resolução CONAMA 357/05.	71
Tabela 1.23. Cargas e concentrações estimadas de N e P nos afluentes diretos do reservatório de Funil.	72

Tabela 1.24. Comparação entre as concentrações simuladas de fósforo nos afluentes diretos do reservatório de Funil e os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05.....	73
Tabela 1.25. Comparação entre as concentrações observadas e simuladas de nitrogênio e fósforo na BCRF.	73
Tabela 1.26. Características hidráulicas do reservatório de Funil e a concentração de fósforo estimada pelo modelo de Vollenweider (1976) modificado por Salas e Martino (1991).....	75
Tabela 2.1. Balanço hídrico climatológico da estação Resende-RJ (83738), segundo Thornthwaite E Mather (1955) (CAD = 100 mm), no período de 1961-1990.	97
Tabela 2.2. Descrição das classes de solos existentes no entorno do reservatório de Funil..	99
Tabela 2.3. Resumo dos principais impactos ambientais da UHE de Funil.	100
Tabela 2.4. Coordenadas planimétricas e geodésicas dos pontos amostrais.	102
Tabela 2.5. Critérios de estado trófico para o índice de Carlson.	105
Tabela 2.6. Critérios de estado trófico de acordo com o sistema de classificação proposto por Toledo (1990) (apud LAMPARELLI, 2004).....	106
Tabela 2.7. Limites para diferentes níveis de estado trófico, segundo o sistema de classificação proposto por Lamparelli (2004) para reservatórios.....	106
Tabela 2.8. Dados limnológicos médios no reservatório de Funil (12 e 13/12/2011).	109
Tabela 2.9. Estatística descritiva dos dados limnológicos.	110
Tabela 2.10. Matriz de correlação de Pearson do conjunto amostral dos dados limnológicos.	110
Tabela 2.11. Resultado do Índice de Estado Trófico (IET) no reservatório de Funil, segundo as três metodologia utilizadas.	127
Tabela 2.12. Valores de concentração e do IET para o Fósforo Total (PT) e Clorofila-a (Chla) e os valores gerais para cada ponto de acordo com o método de Lamparelli (2004).	129
Tabela 2.13. Coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis limnológicas e os dois primeiros eixos da ordenação para o período de estudo (N= 21).	132
Tabela 3.1. Relação de alguns trabalhos desenvolvidos utilizando dados orbitais para análise de qualidade da água em ambientes aquáticos.	149
Tabela 3.2. Principais aplicações e bandas espectrais do sensor MERIS.....	150
Tabela 3.3. Modelos de regressão utilizados.	164
Tabela 3.4. Condições meteorológicas observadas na estação meteorológica de Resende-RJ (Cód: 83738) durante as datas das campanhas de campo.	165
Tabela 3.5. Coeficiente de determinação (R^2) obtido através da regressão entre a concentração de clorofila-a e as razões espectrais e o NDVI.	174
Tabela 3.6. Coeficiente de determinação (R^2) obtido através da regressão entre as razões espectrais e NDVI e o logaritmo de base 10 (Log10) da concentração de clorofila-a.....	174

Tabela 3.7. Estatística descritiva dos registros de fluorescência e clorofila-a obtidos na campanha de 12 e 13/12/2011 no reservatório de Funil.	179
Tabela 3.8. Estatística descritiva dos dados de concentração de clorofila-a estimada pela imagem MERIS (NDVI) e observada, no reservatório de Funil.	190

SUMÁRIO

Capítulo 1

Análise da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Funil através da modelagem espacialmente distribuída em SIG.

1. Introdução	5
1.1. Poluição de corpos hídricos por fontes pontuais e difusas (não pontuais)	7
1.2. Modelagem da poluição em bacias hidrográficas.....	8
1.3. Objetivos.....	9
2. Materiais e Métodos	11
2.1. Caracterização da área de estudo	11
2.2. Métodos.....	16
2.2.1. Avaliação das cargas potenciais de N e P geradas por fontes pontuais.....	18
2.2.1.1. População residente e densidade demográfica por setor censitário.....	18
2.2.1.2. Informações municipais de esgotamento sanitário.....	18
2.2.1.3. Estimativa da carga potencial de N e P lançados via esgoto sanitário	19
2.2.2. Avaliação das cargas potenciais de N e P geradas por fontes não pontuais (Poluição difusa).....	21
2.2.2.1. Mapeamento do Uso e Cobertura do Solo (UCS) na BCRF	21
2.2.2.2. Estimativa da carga potencial de N e P gerados por fontes difusas	23
2.2.3. Delimitação da BCRF e das sub-bacias hidrográficas.....	25
2.2.3.1. Modelo Digital de Elevação.....	25
2.2.3.2. Direção de fluxo do escoamento superficial	25
2.2.4. Modelagem hidrológica da BCRF	26
2.2.4.1. Vazão média anual por área de drenagem (AD)	28
2.2.4.2. Precipitação média anual por área de drenagem (AD).....	28
2.2.4.3. Relação Chuva-Vazão	29
2.2.4.4. Modelagem de vazões acumuladas na BCRF.....	29
2.2.5. Modelagem da carga e concentração de nutrientes na BCRF	30
2.2.5.1. Modelagem das cargas acumuladas de nutrientes por fontes pontuais e difusas na BCRF.....	30
2.2.5.2. Modelagem da concentração média de nutrientes na BCRF.....	32
2.2.6. Estimativa da concentração média potencial e da carga máxima admissível de fósforo no reservatório de Funil	32

3. Resultados e Discussões	34
3.1. Características demográficas da BCRF	34
3.2. Estimativas das cargas potenciais de N e P de origem pontual na BCRF	37
3.3. Uso e Cobertura do Solo (UCS).....	42
3.4. Estimativa da carga potencial de N e P gerados por fontes difusas	47
3.5. Modelo Digital de Elevação.....	49
3.6. Modelo de Direção de Fluxo	52
3.7. Limites da BCRF e das sub-bacias hidrográficas	52
3.8. Características hidrológicas na BCRF.....	54
3.9. Precipitação média anual na BCRF	56
3.10. Modelo Chuva-Vazão.....	58
3.11. Modelo de vazões distribuídas na BCRF	59
3.12. Modelo distribuído de nutrientes na BCRF	61
3.12.1. Modelo de cargas acumuladas de nutrientes por fontes pontuais e difusas.	61
3.12.2. Modelo de concentração média estimada de Nitrogênio e Fósforo na BCRF.....	68
3.13. Concentração média estimada e carga máxima admissível de Fósforo (P) no reservatório de Funil	75
4. Conclusões e recomendações	76
5. Referências Bibliográficas	80

Capítulo 2

Análise limnológica e do estado trófico no reservatório da UHE de Funil

1. Introdução	89
1.1. Objetivos.....	91
2. Materiais e Métodos	92
2.1. Caracterização da área de estudo	92
2.1.1. Localização e características físicas e operacionais do reservatório da UHE de Funil ..	92
2.1.2. Características geoambientais	96
2.1.3. Impactos ambientais e usos múltiplos.....	100
2.2. Procedimentos metodológicos	101
2.2.1. Dados Limnológicos.....	103
2.2.2. Cálculo do Índice de Estado Trófico - IET	104
2.2.3. Análises estatísticas	106
2.2.4. Análise espacial.....	107
3. Resultados e Discussões	109

3.1. Dados Limnológicos.....	109
3.1.1. Transparência da água (Secchi)	111
3.1.2. Turbidez.....	112
3.1.3. Oxigênio Dissolvido	113
3.1.4. Temperatura da água.....	115
3.1.5. Potencial Hidrogeniônico - pH.....	117
3.1.6. Condutividade Elétrica	118
3.1.7. Profundidade Total.....	120
3.1.8. Fósforo Total – PT	122
3.1.9. Ortofosfato – (PO ₄ ³⁻)	123
3.1.10. Clorofila-a	125
3.2. Índice de Estado Trófico - IET	127
3.3. Análises estatísticas multivariadas.....	130
4. Conclusões e recomendações	134
5. Referências Bibliográficas	136

Capítulo 3

Sensoriamento Remoto de campo e orbital para análise de parâmetros de qualidade de água em reservatórios: estudo de caso na UHE de Funil.

1. Introdução	143
1.1. Estimativa da concentração de clorofila-a na água por sensoriamento remoto	145
1.2. Aplicações de fluorometria em limnologia	151
1.3. Objetivos.....	153
2. Materiais e Métodos.....	154
2.1. Área de estudo	154
2.2. Procedimentos metodológicos	156
2.2.1. Experimentos de campo	156
2.2.1.1. Dados espectrais	157
2.2.1.2. Dados fluorométricos	159
2.2.2. Estimativa da concentração de clorofila a partir de dados espectrais.....	160
2.2.3. Dados orbitais	162
2.2.3.1. Aquisição e processamento das imagens MERIS	162
2.2.4. Análises estatísticas	163
3. Resultados e Discussões.....	165
3.1. Condições meteorológicas.....	165

3.2. Dados Espectrais da água	165
3.2.1. Correlação entre os dados espectrais e medidas limnológicas	169
3.2.2. Análise Derivativa	170
3.2.3. Razões espectrais e NDVI	173
3.2.4. Modelo de 3 bandas	175
3.2.5. Bandas simuladas dos sensores MERIS e TM/Landsat	176
3.3. Dados Fluorométricos	179
3.4. Dados orbitais do sensor MERIS	184
4. Conclusões e recomendações	191
5. Referências Bibliográficas	193

ANEXOS

Anexo 1. Características físicas da BCRF e sub-bacias hidrográficas	203
Anexo 2. Descrição dos pontos de monitoramento da qualidade da água da CETESB utilizados para comparação com os dados simulados.	204
Anexo 3. Condições hidráulicas do reservatório de Funil no mês de dezembro de 2011 (Fonte: ONS).	205
Anexo 4. Condições meteorológicas (Temperatura média e precipitação acumulada) registrada no período de 11/11 a 11/12/2011 (anterior à campanha de campo) de acordo com os dados da estação Resende-RJ (Cód: 83738) do INMET.	206
Anexo 5. Registro fotográfico dos procedimentos e materiais utilizados durante a campanha de campo no reservatório de Funil. (12 e 13/12/2011).	207
Anexo 6. Registro fotográfico da cor da água em alguns pontos amostrais no reservatório de Funil durante a campanha de campo (12 e 13/12/2011).	208
Anexo 7. Fator de reflectância por banda extraída da imagem do sensor MERIS (13/12/2011) em cada ponto amostral no reservatório de Funil.	209
Anexo 8. Fator de reflectância simulada para as bandas do sensor MERIS a partir dos dados radiométricos obtidos in situ (12 e 13/12/2011) em cada ponto amostral no reservatório de Funil.	210
Anexo 9. Fator de reflectância simulada para as bandas do sensor TM do satélite Landsat a partir dos dados radiométricos obtidos in situ (12 e 13/12/2011) em cada ponto amostral no reservatório de Funil.	211
Anexo 10. Variação temporal do NDVI a partir de imagens Landsat TM5, e condições de armazenamento no reservatório de Funil.	212

CAPÍTULO 1

ANÁLISE DA POLUIÇÃO PONTUAL E DIFUSA NA BACIA DE CONTRIBUIÇÃO DO RESERVATÓRIO DA UHE DE FUNIL ATRAVÉS DA MODELAGEM ESPACIALMENTE DISTRIBUÍDA EM SIG.

Resumo

A eutrofização de corpos de água está diretamente relacionada aos processos atuantes em sua bacia de drenagem, sendo que o aporte de poluentes provenientes das atividades urbanas e agrícolas representa o principal fator de pressão antrópica sobre a qualidade das águas. A identificação e análise das fontes de nitrogênio e fósforo que impactam os ecossistemas aquáticos podem ser realizadas através de modelos computacionais em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), permitindo uma avaliação da variabilidade espacial da qualidade da água na bacia hidrográfica. O reservatório da UHE de Funil apresenta uma bacia de contribuição extensa, em uma região com elevado grau de intervenção humana, e onde se concentram atividades potencialmente poluidoras. Neste contexto o objetivo deste capítulo foi de avaliar o potencial de geração de nutrientes por fontes pontuais e difusas na bacia de contribuição do reservatório de Funil (BCRF) através da modelagem distribuída em SIG. A partir de dados demográficos em nível censitário foram estimadas as cargas de exportação de nitrogênio e fósforo de origem doméstica (pontual), e através do mapeamento do uso e cobertura do solo (UCS) foram obtidas as cargas de exportação de origem difusa. Realizou-se uma análise de regressão entre os dados de precipitação e vazão média anual por sub-bacia para a construção de um modelo chuva-vazão. A partir deste modelo foi gerado o modelo de fluxo acumulado de vazões na bacia. O modelo de cargas acumuladas de nitrogênio e fósforo foi obtido através do algoritmo de fluxo acumulado ponderado com base no modelo de exportação de cargas e no modelo de direções de fluxo, elaborado a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE). Em seguida o modelo de cargas acumuladas foi combinado com o modelo de fluxo acumulado de vazões para a obtenção do modelo de concentração de nutrientes na bacia. Foi estimada a concentração média e máxima admissível de fósforo no reservatório a partir das cargas simuladas. Os resultados indicaram que mais de 80% da carga estimada de fósforo e 54% da carga de nitrogênio foram provenientes de fontes domésticas, sendo que nos trechos a montante da cidade de Jacareí as maiores contribuições foram das fontes difusas, devido à baixa ocupação urbana. As maiores cargas de nutrientes foram verificadas na região central do vale do rio Paraíba do Sul, devido à intensa urbanização e a presença de cultivos irrigados. As vazões simuladas apresentaram um bom desempenho, com um desvio absoluto em relação às vazões observadas de 11,2%. Com relação ao modelo de concentração de nutrientes verificou-se uma superestimação em comparação com os valores observados, possivelmente por influência das intervenções no regime hidrológico da bacia e de ações de controle e recuperação ambiental, além das próprias limitações do modelo por assumir o transporte conservativo dos poluentes. No entanto observou-se uma relação fortemente significativa entre as concentrações simuladas e observadas de nitrogênio ($R^2 = 0,77$) e fósforo ($R^2 = 0,89$). Apesar das limitações do modelo foi possível

demonstrar que os tributários da margem direita do rio Paraíba do Sul apresentariam as maiores concentrações de N e P, em função da elevada carga de nutrientes e das baixas vazões. Verificou-se ainda que as concentrações médias simuladas de fósforo estariam acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 para ambientes lóticos de classe II em praticamente metade dos cursos de água da bacia. No reservatório de Funil a carga simulada de fósforo proveniente da bacia estaria mais de 3 vezes acima da carga máxima admissível, assim como sua concentração estimada ultrapassaria os limites da classe 2 para ambientes lênticos e indicaria um estado eutrófico. Deve-se destacar a importância da modelagem distribuída a partir de ferramentas SIG na análise do potencial poluidor em bacias hidrográficas e na identificação das principais fontes pontuais e difusas.

Palavras chaves: Poluição hídrica, geoprocessamento, bacia hidrográfica, nutrientes.

CHAPTER 1

ANALYSIS OF POINT AND DIFFUSE POLLUTION IN FUNIL HPP CONTRIBUTION BASIN THROUGH GIS SPATIALLY DISTRIBUTED MODELING.

Abstract

Eutrophication of water bodies is directly related to active processes in its drainage basin, whereas the contribution of pollutants from agricultural and urban activities is the main factor of human pressure on water quality. The identification and analysis of the nitrogen and phosphorus sources that impacting aquatic ecosystems can be performed by computational models in a Geographic Information System (GIS) environment, allowing an assessment of the spatial variability of water quality in the watershed. The HPP Funil reservoir presents an extensive contribution basin in a region with a high degree of human intervention, and where potentially polluting activities are concentrated. In this context, the objective of this chapter was to evaluate the potential of nutrients from point and diffuse sources in the Funil reservoir contribution basin (FRCB) through GIS distributed modeling. From demographic census-level Nitrogen and phosphorus exportation loads were estimated from domestic sources (point source), and through land cover mapping (LC) diffuse exportation loads were obtained. We performed a regression analysis between average annual precipitation and flow data by sub basin for the construction of a rainfall-runoff model. From this model was generated the basin stream flow accumulated model. The accumulated model of nitrogen and phosphorus loads was obtained through flow algorithm accumulated weighted based on the loads exportation and flow directions models, produced from the Digital Elevation Model (DEM). Following, the accumulated loads model was combined with the stream flow accumulated model to obtain the nutrients concentration model in the basin. We estimated the average and maximum allowable phosphorus concentration in the reservoir from the simulated loads. The results indicated that over 80% of the estimated load of phosphorus and 54% of nitrogen load were from domestic sources, and in the upstream reaches of the city of Jacareí the largest contributions were from diffuse sources due to low urban occupation. The largest nutrient loads were observed in the center of Paraíba do Sul river valley, due to intense urbanization and the presence of irrigated crops. The simulated flows performed well, with an absolute deviation relative to the observed flows in 11.2%. With respect to nutrient concentration model there was an overestimation compared to the observed values, possibly due to the interventions in the hydrological regime of the basin and control actions and environmental restoration, in addition to own limitations of the model by assuming conservative transport pollutants. However there was a highly significant relationship between the simulated and observed concentrations of nitrogen ($R^2 = 0.77$) and phosphorus ($R^2 = 0.89$). Despite the limitations of the model we could demonstrate that the tributaries of the right bank of the Paraíba do Sul river would present the highest concentrations of N and P, due to the high nutrient load and low flow. It was also found that the simulated average concentrations of phosphorus were above the limit established by CONAMA Resolution 357/05 for class II lotic systems in almost half of the streams of the basin. In Funil reservoir the simulated load of phosphorus from the watershed would be more than 3 times above the maximum permissible load, as well as its concentration estimated would exceed the limits of

Class 2 for lentic systems and indicate a eutrophic state. It should highlight the importance of distributed modeling from GIS tools in the analysis of potential pollution in watersheds and identify key point and diffuse sources.

Keywords: Water pollution, geoprocessing, watershed, nutrients.

1. Introdução

A alteração da dinâmica natural dos ecossistemas pela incorporação das atividades humanas resultou, em grande maioria dos casos, na ocorrência de processos degenerativos, cuja complexidade tem exigido ações interdisciplinares em diversas escalas, afim de reestabelecer o equilíbrio natural dos ecossistemas, ou pelo menos reduzir os distúrbios provocados.

A bacia hidrográfica é considerada como elemento fundamental na análise da dinâmica ambiental, devido ao seu caráter integrador de diversos processos ecossistêmicos, sendo que o aumento das atividades humanas vem resultando em problemas econômicos, sociais e ambientais, relacionados à erosão, redução da quantidade e qualidade das águas superficiais, enchentes, redução da biodiversidade de espécies terrestres e aquáticas, entre outros.

De acordo com Tundisi (2008) os principais problemas relacionados à “crise das águas” no século XXI se referem ao aumento da demanda por água pela urbanização e a intensificação da produção agrícola, associado a precariedades na infraestrutura de abastecimento e tratamento das águas, alterações climáticas e a falta de uma articulação eficiente entre gestores ambientais e de recursos hídricos.

Um dos reflexos destes problemas tem sido constatado através da redução dos níveis de qualidade das águas superficiais, especialmente em áreas urbanas e em zonas de agricultura intensiva, em função da constante emissão de poluentes e nutrientes que alteram a dinâmica e causam desequilíbrios nos ecossistemas aquáticos. O excesso de nutrientes, especificamente, o nitrogênio e o fósforo, é o principal responsável pela proliferação de algas, que pode resultar no processo de eutrofização dos corpos de água (BARROS, 2008).

O elemento fósforo apresenta grande importância ecossistêmica devido a sua participação em processos fundamentais do metabolismo dos organismos vivos, no entanto pode ser considerado limitante, quando comparado aos demais nutrientes, por sua tendência de formar compostos insolúveis associados a argilas e cátions (ESTEVES, 1988; ODUM, 1988; USEPA, 1999; FERREIRA & ROLAND, 2005). Naturalmente as rochas, sob a ação do intemperismo, liberam fósforo na forma de fosfatos que são carregados pelo escoamento superficial para os ecossistemas aquáticos, enquanto que as principais fontes artificiais de fósforo são representadas

pelas descargas de águas residuárias e industriais, além da lixiviação em áreas agrícolas (BEM, 2009).

O nitrogênio também apresenta grande importância no metabolismo dos ecossistemas aquáticos, principalmente por sua participação na formação de proteínas e, pela atuação como nutriente limitante na produção primária quando em baixas concentrações. De acordo com Wetzel (2001), a origem do nitrogênio em um ecossistema aquático pode ser devido à precipitação diretamente sobre a superfície da água, fixação do nitrogênio na água e nos sedimentos e aportes em razão da drenagem superficial e subterrânea.

O elevado potencial hídrico do Brasil estimula a implantação de reservatórios para suprir as demandas de abastecimento de água para fins diversos. As alterações no regime hidrológico devido à construção de barragens conduzem a desequilíbrios na estrutura físico-química e hidrobiológica do meio aquático, com impactos ambientais muitas vezes negativos (BASTOS, 1998), e que podem se agravar de acordo com as características de bacia de contribuição a montante, principalmente com relação ao nível de urbanização e das formas de uso e ocupação do solo.

O Rio Paraíba do Sul e sua bacia hidrográfica são de importância estratégica no desenvolvimento regional, e vem apresentando nos últimos 60 anos um aumento acelerado da atividade industrial e da urbanização, os quais têm intensificado os problemas ambientais preexistentes. De acordo com CEIVAP (2006) alguns dos maiores problemas ambientais da calha do rio Paraíba do Sul estão relacionados à pressão provocada pela disputa entre os usos urbanos, a agropecuária e a mineração sobre as várzeas, e que implicam em restrições ambientais em diferentes graus. Além disso, em alguns municípios a ausência de um efetivo controle sobre o uso e ocupação do solo, bem como de ações eficazes no gerenciamento dos recursos hídricos tanto nas áreas urbanas como rurais agravam a situação atual de degradação nesta região.

O monitoramento e a quantificação da poluição gerada em uma bacia hidrográfica são fundamentais para uma avaliação expedita dos corpos de água que são mais (ou menos) favoráveis do ponto de vista do impacto na qualidade da água (BENETTI & TUCCI, 2006).

De acordo com Steike & Saito (2008) a identificação das áreas fornecedoras de substâncias como o Nitrogênio e o Fósforo, que contribuem para a eutrofização dos

corpos de água, é de grande importância no planejamento e na adoção de medidas de controle da poluição.

1.1. Poluição de corpos hídricos por fontes pontuais e difusas (não pontuais)

De acordo com Von Sperling (2005), a poluição que atinge os corpos de água superficiais pode ser proveniente basicamente de fontes pontuais e difusas.

As águas residuárias, que abrangem os efluentes domésticos e as descargas industriais, representam a maior fonte artificial de poluição pontual de corpos hídricos. Estas fontes são consideradas pontuais na medida em que os poluentes atingem um determinado corpo de água de forma concentrada no espaço, e onde os pontos de descarga e/ou produção de detritos possuem localização definida e frequentemente com regime contínuo de produção.

Os esgotos domésticos caracterizam-se pela grande quantidade de matéria orgânica biodegradável, responsável por significativa depleção do oxigênio nos cursos de água, como resultado da estabilização pelas bactérias. Estes efluentes líquidos apresentam ainda nutrientes, como o fósforo e nitrogênio, e organismos patogênicos, que podem causar efeitos deletérios no corpo receptor, dificultando, ou mesmo inviabilizando o seu uso para outro fim (IPT, 2000).

Os efluentes de origem industrial também constituem fontes de poluição direta das águas superficiais onde são lançados, entretanto, em função da diversidade de atividades industriais existentes em bacias altamente urbanizadas, as características dos contaminantes apresentam maior variabilidade, incluindo-se metais pesados, compostos orgânicos tóxicos e muitos outros, que dependem das matérias-primas e dos processos industriais envolvidos.

A ineficiência, e frequentemente a ausência de monitoramento e tratamento de efluentes domésticos e industriais em grande parte dos municípios brasileiros, ainda representa um desafio para a manutenção de níveis aceitáveis de qualidade das águas superficiais, sendo que na maioria dos países desenvolvidos tais problemas já foram praticamente equacionados.

Os termos poluição difusa e poluição não pontual, são usualmente considerados sinônimos da contaminação de corpos de água onde não é possível determinar a localização exata do ponto de entrada do efluente. As cargas poluidoras não pontuais

(ou difusas) são geradas em áreas extensas e chegam aos corpos de água de forma intermitente, dificultando assim sua identificação, medição e controle (LIBOS, 2002).

As cargas difusas de poluentes estão intimamente associadas à geologia, uso do solo (práticas agrícolas, pastagens e, presença e tipo de floresta) e à morfologia da bacia de drenagem (THOMANN e MUELLER, 1987; HENRY, 1992).

O uso excessivo de fertilizantes para favorecer a produtividade das culturas, como o NPK (Nitrogênio, Fósforo e Potássio), associado a prática da irrigação e ao escoamento superficial das chuvas, constituem os principais fatores de geração de cargas difusas de nitrogênio e fósforo para os corpos de água em áreas agrícolas, os quais podem induzir o fenômeno da eutrofização e a perdas de biodiversidade nos ecossistemas aquáticos (LALONDE *et al.*, 1996; HUANG & HONG, 2010).

Nos grandes centros urbanos, onde cerca de 70% das áreas impermeabilizadas estão associadas às funções de transporte, como estradas, calçadas e parques de estacionamento, também podem ser encontradas fontes importantes de poluição difusa (NOVOTONY, 2003). O elevado coeficiente de escoamento superficial nestas áreas produz grandes volumes de água nas enxurradas durante às chuvas, transportando sólidos em suspensão (SS) e metais associados, compostos orgânicos e nutrientes para os corpos de água adjacentes.

Dessa forma, as características físicas de uma bacia hidrográfica associada aos diferentes tipos de atividades antrópicas que nela ocorrem, desempenham um papel fundamental no aporte de nutrientes para os sistemas aquáticos. As relações entre os tipos de uso e cobertura do solo e parâmetros quantitativos e qualitativos das águas superficiais em bacias hidrográficas têm sido confirmadas em várias partes do mundo, sendo amplamente estudadas (OMERNIK *et al.*, 1981; PAUL & MEYER, 2001; TONG & CHEN, 2002).

1.2. Modelagem da poluição em bacias hidrográficas

A modelagem ou simulação de fenômenos ambientais consiste em uma forma simplificada de representar determinados processos em um sistema ambiental real. Os modelos permitem compreender sistemas complexos, como rios, oceanos, florestas, cidades, clima, entre outros, que não podem ser estudados e estruturados adequadamente em pesquisas de campo ou em laboratório (MILLER, 2007).

Desde o final da década de 1960, o auxílio de recursos computacionais tem possibilitado a análise da bacia hidrográfica como um sistema distribuído no espaço, possibilitando maiores avanços na área de modelagem da qualidade da água (CHAPRA, 1997).

Atualmente o avanço da computação e a crescente disponibilização de dados e informações ambientais espacializadas tem permitido o desenvolvimento de modelos hidrológicos e de transporte de massa através de implementações em ambiente de Sistemas de Informação Geográficas (SIG).

De acordo com Laurentis (2004), tais modelos permitem avaliar de forma sistemática os processos que envolvem a dinâmica hidrológica e o transporte de poluentes na bacia, além da simulação da contribuição de fontes não pontuais de poluição juntamente com as fontes pontuais, servindo desta forma como um instrumento de suma importância à tomada de decisão e apoio ao planejamento dos recursos hídricos.

A utilização de modelos acoplados às plataformas SIG para a avaliação da poluição pontual e difusa em bacias hidrográficas já é uma realidade em institutos de pesquisa e órgãos ambientais em diversos países. No entanto a grande quantidade de dados de entrada requeridos, com a necessidade de extensas séries históricas e dados de diferentes naturezas, tem dificultado a utilização de modelos mais sofisticados para a modelagem de poluentes, tornando-se necessário a utilização de métodos simplificados para a avaliação preliminar dos focos de pressão sobre a qualidade das águas em grandes bacias.

1.3. Objetivos

O objetivo deste capítulo é avaliar o potencial poluidor da bacia de contribuição do reservatório da UHE de Funil (BCRF) com relação às cargas pontuais e difusas de Nitrogênio e Fósforo através de uma modelagem espacialmente distribuída em ambiente SIG. Para isso os seguintes objetivos específicos foram estabelecidos:

- realizar a caracterização física, hidrológica e demográfica da BCRF;
- quantificar as cargas potenciais de Nitrogênio total e Fósforo total provenientes do esgoto doméstico por setor censitário na bacia;

- quantificar as cargas potenciais de Nitrogênio total e Fósforo total associadas aos tipos de uso e cobertura do solo;
- aplicar um modelo distribuído simplificado em ambiente SIG para estimar o total das cargas e concentrações potenciais de Nitrogênio e Fósforo e sua distribuição espacial na BCRF, avaliando as proporções entre as cargas difusas e pontuais;
- estimar a carga potencial anual de Nitrogênio e Fósforo que é aportada ao reservatório de Funil de acordo com o modelo distribuído;
- estimar a concentração potencial e a carga máxima admissível de fósforo no reservatório de Funil.

2. Materiais e Métodos

2.1. Caracterização da área de estudo

A bacia do rio Paraíba do Sul drena uma das regiões mais desenvolvidas do país, com uma área total de cerca de 55.500 km² abrangendo partes dos Estados de São Paulo (13.900 km²), Minas Gerais (20.700 km²) e Rio de Janeiro (20.900 km²), totalizando 184 municípios inseridos total e parcialmente na bacia e com uma população total de cerca de 5,5 milhões de habitantes (CEIVAP, 2006).

O rio Paraíba do Sul é formado pela união dos rios Paraibuna e Paraitinga, e o seu comprimento, calculado a partir da nascente do Paraitinga, é de 1.137 km até sua foz em Atafona (município de São João da Barra-RJ). Ao longo deste curso, o rio apresenta trechos com características físicas distintas, que permitem seccioná-los atendendo à seguinte classificação (FCR, 2009):

- a) Curso superior: desde as nascentes do rio Paraitinga até a cidade de Guararema (cerca de 280 km), correndo sobre terrenos antigos, em altitudes de 1.800 a 572 metros, com declividade média de 4,9 m/km. Abrange área drenada de 5.271 km²;
- b) Curso médio-superior: desde Guararema até a cidade de Cachoeira Paulista (cerca de 300 km), correndo em terrenos sedimentares de idade terciária, em altitudes de 572 a 515 metros e declividade média de 0,19 m/km. A área drenada é de 6.676 km²;
- c) Curso médio-inferior: de Cachoeira Paulista até a cidade de São Fidélis – RJ (cerca de 430 km), correndo sobre terrenos sedimentares de origem antiga (arqueanos), em altitudes de 515 a 20 metros e declividade média de 1,3 m/km. A área drenada é de 33.763 km²;
- d) Curso inferior: de São Fidélis - RJ até desembocadura no Oceano Atlântico, em São João da Barra - RJ (cerca de 90 km), correndo sobre terrenos sedimentares de origem fluvial, em altitudes de 20 metros até o nível do mar, drenando área de 9.790 km².

A área de estudo deste trabalho abrange a porção da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul a montante da barragem do reservatório da UHE de Funil (Figura 1.1), e que corresponde aos trechos superior e médio do rio Paraíba do Sul. Esta área da

bacia abrange, em quase sua totalidade, a região do Vale do Paraíba Paulista (SP), entre as coordenadas geográficas 22° 21'S e 23° 39'S e 44° 31'W e 46° 25'W, e com uma área de drenagem de aproximadamente 13.400 km² (FCR, 2009).

Esta região representa um dos eixos mais industrializados do Brasil, com uma população total estimada, em 2009, de mais de 2.000.000 hab. (FCR, 2009), e com uma intensa atividade econômica, onde é expressivo o número de indústrias de grande porte e alto potencial poluidor (PRIMO, 2006), os quais se concentram ao longo do vale do rio Paraíba do Sul.

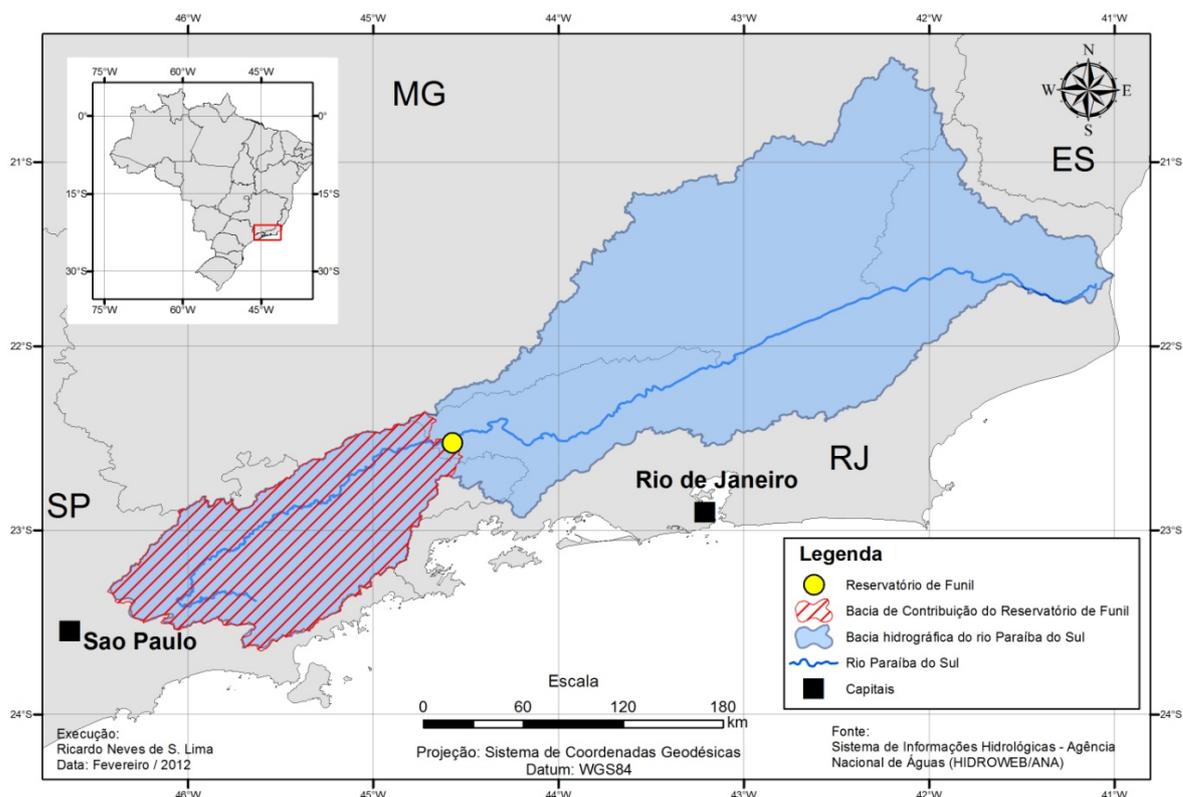


Figura 1.1. Localização da área de estudo

Nessa região, também é intensiva a presença da agricultura irrigada, especialmente no trecho médio-superior do rio Paraíba do Sul. A atividade de irrigação, nesse trecho, constitui atividade histórica iniciada nos primórdios do século XX, a qual vem sendo utilizada para garantir boas safras de arroz plantadas nas várzeas do rio Paraíba do Sul e em alguns dos seus principais afluentes (PAES JÚNIOR & SIMÕES, 2006).

Outras atividades, como a mineração, utilizam-se das áreas de várzeas na planície aluvial para a extração de areia em cavas destinadas principalmente à construção civil, sendo que essa atividade produz impactos negativos significativos sobre a quantidade e qualidade das águas. De acordo com Reis *et al*, (2006), a formação de cavas para extração de areia no trecho entre Jacareí e Pindamonhangaba vem apresentando uma franca expansão, tornando-se um importante foco de pressões ambientais sobre os recursos hídricos da bacia.

A intensa utilização dos recursos hídricos pelas demandas urbanas, industriais e energéticas na bacia contribuiu para redução da disponibilidade e qualidade das águas, como resultado do progressivo processo de industrialização e urbanização. Esse trecho da bacia também tem sido o foco da implantação de aproveitamentos de usos múltiplos da água, com destaque para os aproveitamentos hidrelétricos de Funil (222 MW), Paraibuna/Paraitinga (85 MW), Santa Branca (56 MW) e Jaguari (27,6 MW).

Devido a essas e outras intervenções cujo objetivo principal foi de regularizar as vazões do rio Paraíba do Sul, o regime hidrológico desse rio passou a sofrer pouca influência das condições climáticas. Porém de acordo com Sausen (1988), ao mesmo tempo em que este processo foi benéfico por minimizar o efeito das enchentes também expôs as antigas áreas de várzea do rio às atividades de mineração e a expansão de cultivos de arroz.

Com relação à cobertura vegetal, o vale do Paraíba paulista, de acordo com EPE (2007), apresenta a mais acentuada modificação dos ecossistemas da bacia do rio Paraíba do Sul, e embora apresente 5% de cobertura florestal, grande parte são plantios de eucalipto e pinus, estando a floresta ombrófila semidecidual bastante comprometida. Os maiores fragmentos florestais são encontrados na região da Serra do Mar ao sul, especialmente na sub-bacia do Rio Paraibuna, e ao longo da Serra da Mantiqueira ao norte.

As unidades de conservação na região pertencentes ao Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) constituem-se, na maioria, de unidades de jurisdição estadual, e quanto ao tipo, as unidades de Uso Sustentável (US) apresentam-se em maior quantidade do que as de Proteção Integral (PI) (Tabela 1.1).

Tabela 1.1. Unidades de conservação pertencentes ao SNUC na área de estudo.

Nome da UC	Municípios	Jurisdição	Tipo	Categoria
Área de Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul	Guarulhos, Silveiras	Federal	US	Área de Proteção Ambiental
Área de Proteção Ambiental da Serra da Mantiqueira	Resende, Baependi, Guaratinguetá etc.	Federal	US	Área de Proteção Ambiental
Área de Proteção Ambiental São Francisco Xavier	São José dos Campos	Estadual	US	Área de Proteção Ambiental
Área de Proteção Ambiental Silveiras	Silveiras	Estadual	US	Área de Proteção Ambiental
Área de Relevante Interesse Ecológico da Pedra Branca	Tremembé	Estadual	US	Área de Relevante Interesse Ecológico
Floresta Nacional de Lorena	Lorena	Federal	US	Floresta Nacional
Parque Estadual da Serra do Mar	Ubatuba, Bertioga, Santos etc.	Estadual	PI	Parque Estadual
Parque Estadual de Campos do Jordão	Campos do Jordão	Estadual	PI	Parque Estadual
Parque Nacional da Serra da Bocaina	Parati, Angra dos Reis, Ubatuba etc.	Federal	PI	Parque Nacional
Parque Nacional Itatiaia	Itatiaia, Resende, Bocaina de Minas, Itamonte	Federal	PI	Parque Nacional

Fonte: Compilado pela COZAM com bases do IBAMA, ICMBio, MMA, OEMA, CNUC (IBAMA, 2012).

Com relação às características tectônicas, a região integra o planalto Atlântico, e está inserida na falha (*rift*) continental do sudeste do Brasil, a qual é composta por uma feição tectônica de idade cenozoica, caracterizada por uma faixa estreita, deprimida e alongada, com direção principal E-NE (RIBEIRO *et al.*, 2011).

De acordo com Brasil (1983), geomorfologicamente, a região da BCRF abrange o domínio morfoestrutural da faixa de dobramentos remobilizados, que incluem as seguintes unidades:

- 1) planalto do Paraitinga-Paraibuna: localizado na porção centro-sul da bacia, apresenta relevo predominante do tipo “mar de morros”, colinas convexas com desníveis acentuados, e dispostos numa orientação NE-SO. Os terrenos são cobertos por solos de texturas argilosa e areno-argilosa correspondendo aos Latossolos, Argissolo Vermelho-Amarelo e Cambissolos;
- 2) planalto de Bocaina: localizado no extremo leste da bacia, próximo à região do reservatório de Funil, representa um bloco montanhoso saliente, com

altitudes em geral acima de 1000 m, sendo marcado por cristas simétricas, linhas de cumeadas, vales estruturais, escarpas de falhas e topos convexizados. Os solos são rasos com a predominância de Cambissolos com texturas argilosa e argilo-arenosa;

- 3) planalto de Itatiaia: localizado na porção nordeste da bacia, também próximo ao reservatório de Funil, forma junto com o Planalto da Bocaina uma estrutura de estrangulamento do vale do rio Paraíba do Sul, originando daí o nome do reservatório. As formas de relevo incluem vales estruturais, escarpas, cristas simétricas de grande extensão e linhas de cumeada. Apresenta solos brancos e arenosos devido à elevada presença de mica e quartzo;
- 4) planalto de Campos do Jordão: localizado ao norte da bacia, forma o divisor topográfico setentrional. O relevo apresenta-se intensamente influenciado pela ação tectônica, onde extensos falhamentos marcam a topografia formando vales alinhados na direção NE-SO. Predominam os Cambissolos com textura argilosa e média nas áreas mais íngremes, e nas demais áreas alternam-se entre Latossolos e Argissolos Vermelho-Amarelo;
- 5) depressão do Médio Paraíba do Sul: localizado na parte central da bacia ao longo do vale do rio Paraíba do Sul, possui orientação NE-SO, condicionado ao controle geológico e afetadas por sucessivas fases erosivas e deposicionais. Os modelados apresentam-se estruturalmente alongados e paralelos entre si, identificando-se colinas, cristas, escarpas erosivas e vales adaptados a falhas e fraturas, com a presença de várzeas e formas meandrantas, e cujas altitudes variam de 500 a 600m. Apresentam solos profundos com predominância de Latossolos Vermelho-Amarelos, Argissolos e Gleissolos.

O trecho paulista da bacia do rio Paraíba do Sul apresenta grande variabilidade climática determinada principalmente pelas diferenças topográficas, com altitudes que variam de 450 a 2000m. O tipo climático predominante relaciona-se ao sistema tropical atlântico, numa faixa atualmente sob influência de um clima subtropical úmido (MOURA *et al.*, 2006), atingida pelo sistema polar com frequência e intensidade

variáveis, sendo ainda influenciada pelos alísios de sudeste (MODENESI-GAUTTIERI & NUNES, 1998).

A temperatura média anual varia em torno de 18°C, podendo atingir valores médios inferiores a 15°C nas regiões serranas mais elevadas (CEIVAP, 2006). A temperatura mínima mensal é da ordem de 16°C, e ocorre geralmente no mês de julho, enquanto as máximas mensais situam-se em torno de 23°C, ocorrendo no mês de fevereiro (NUNES & CALBETE, 2000).

O padrão de precipitação da região do Vale do Paraíba paulista é fortemente influenciado pelo efeito orográfico das chuvas devido à presença das serras do Mar e da Mantiqueira (SOARES *et al.*, 2007). No verão, as temperaturas elevadas e as chuvas abundantes associam-se, principalmente a convecção livre, a presença de linhas de instabilidade e também a formação da Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) (FISCH & VALÉRIO, 2002).

De acordo com Nunes & Calbete (2000) a precipitação média anual é de cerca de 1400 mm, com concentração expressiva (em torno de 70%) no semestre primavera-verão (setembro-fevereiro). Sua distribuição espacial, no entanto é bastante diversificada em função dos efeitos orográficos da Serra da Mantiqueira e Serra do Mar, que exercem uma forte influência na direção dos fluxos atmosféricos.

2.2. Métodos

Um resumo esquemático dos procedimentos metodológicos adotados na modelagem distribuída de nutrientes na BCRF pode ser observado no fluxograma a seguir (Figura 1.2).

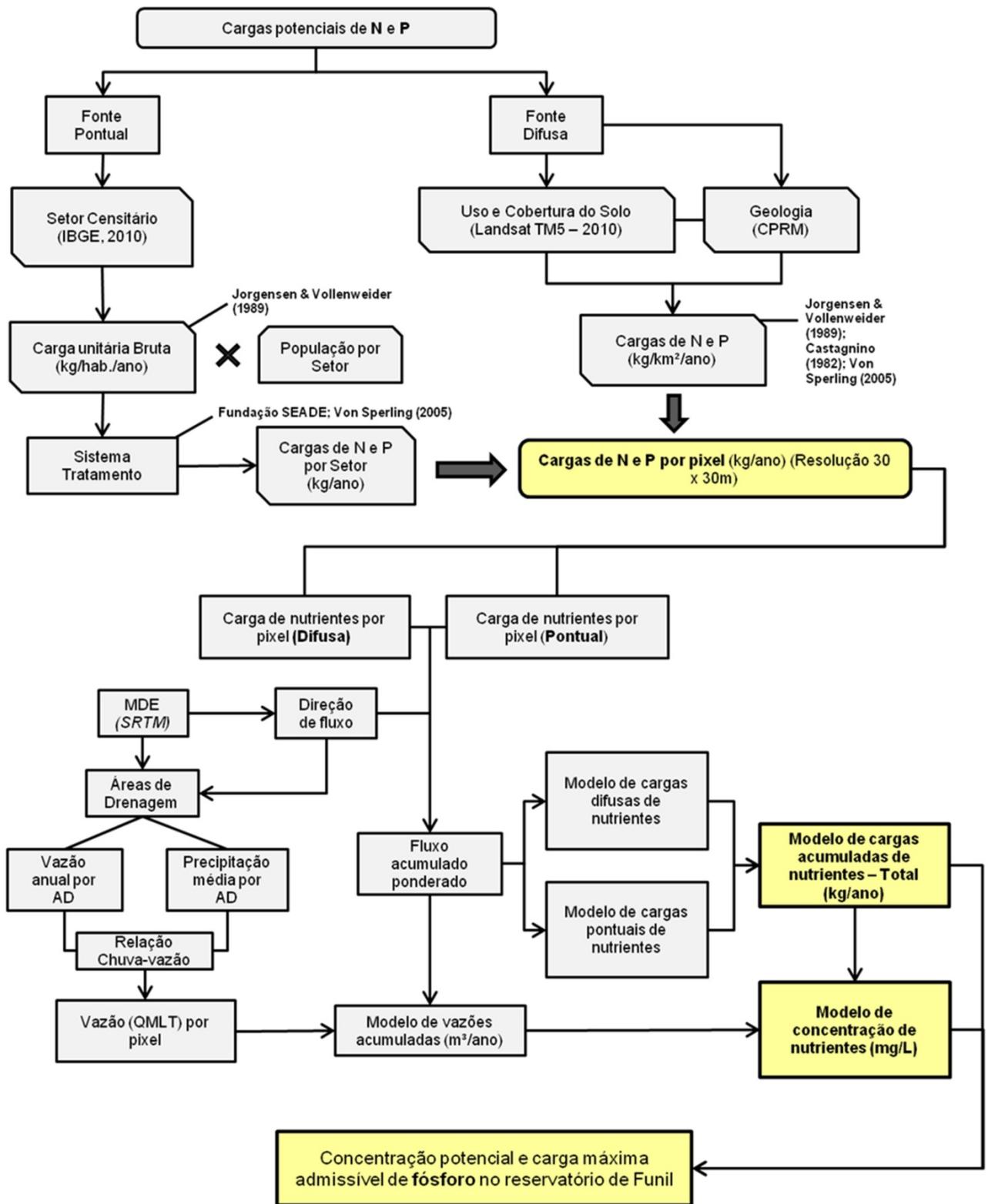


Figura 1.2. Fluxograma metodológico da modelagem distribuída de nutrientes na BCRF.

2.2.1. Avaliação das cargas potenciais de N e P geradas por fontes pontuais.

2.2.1.1. População residente e densidade demográfica por setor censitário

Os dados de população total residente foram utilizados com objetivo de avaliar a carga total de N e P proveniente do esgoto doméstico com base em informações obtidas na literatura quanto a sua carga *per capita*. O total de população residente foi obtido por setor censitário e por município através dos dados do Censo Demográfico 2010 (IBGE, 2010). A população dos setores com área parcialmente fora da BCRF foi calculada em função da proporção de sua área dentro da BCRF de acordo com a Equação 1.1, assumindo o setor censitário como uma unidade demográfica homogênea, na forma:

$$P_{\text{setor}_{\text{bacia}}} = (A_{\text{setor}_{\text{bacia}}} / A_{\text{setor}_{\text{total}}}) \times P_{\text{setor}_{\text{total}}} \quad (1.1)$$

onde:

$P_{\text{setor}_{\text{bacia}}}$ = população residente dentro da bacia (nº de habitantes);

$P_{\text{setor}_{\text{total}}}$ = população total residente no setor (nº de habitantes);

$A_{\text{setor}_{\text{bacia}}}$ = área do setor censitário na bacia (km²);

$A_{\text{setor}_{\text{total}}}$ = área total do setor censitário (km²)

Em seguida foi calculada a densidade demográfica por setor (hab.km⁻²), dividindo-se a população total pela área em quilômetros quadrados (km²).

2.2.1.2. Informações municipais de esgotamento sanitário

As informações referentes ao esgotamento sanitário dos municípios integrantes da BCRF foram obtidas através da base de dados da pesquisa municipal unificada – PMU ambiental, ano base 2007, elaborados pela Fundação SEADE (Sistema Estadual de Análise de Dados).

Os dados disponibilizados abrangem elementos sobre o sistema de captação e tratamento de água e o sistema de coleta e tratamento de esgotos, bem como o alcance de suas respectivas redes, com objetivo de obter subsídios para a

compreensão dos impactos causados ao meio ambiente pela operação dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário.

A base de dados é composta por questionários que abrangem 106 variáveis, respondidos por 594 municípios do estado de São Paulo, sendo que, para o presente estudo, foram utilizadas as seguintes variáveis:

- município possuidor de sistema de esgoto sanitário em 2007;
- percentual de domicílios urbanos servidos com rede pública de esgotamento sanitário (2007);
- média mensal do volume de esgoto coletado (em 1.000 m³) no Município, em 2007;
- percentual de ligações do sistema de esgotamento sanitário que estavam interligados a algum tipo de tratamento (2007);
- percentual que cada tipo de tratamento dispensado ao esgoto sanitário do município representa em relação ao total do esgoto lançado; situação em 31/12/07:
 - Sem tratamento;
 - Gradeamento e/ou caixa de areia;
 - Valo de oxidação;
 - Fossa séptica;
 - Filtro anaeróbio;
 - Lagoa de estabilização/ australiana/ facultativa;
 - Lagoa aerada;
 - Reatores anaeróbios;
 - Lodos ativados;
 - Outros

2.2.1.3. Estimativa da carga potencial de N e P lançados via esgoto sanitário

Para realizar as estimativas da carga bruta de N e P lançados através do esgoto doméstico, foram utilizados os totais de população residente por setor censitário para a quantificação pelo método da carga unitária bruta, e posteriormente aplicado os

coeficientes de remoção em função do sistema de tratamento utilizado pelo município, de acordo com os dados de saneamento básico descritos no item anterior.

O cálculo da carga bruta de N e P gerado pelo esgoto sanitário doméstico foi baseado na descarga *per capita* destas substâncias de acordo com os valores sugeridos por Jorgensen & Vollenweider (1989), sendo considerada, neste estudo, a média destes valores (Tabela 1.2)

Tabela 1.2. Cargas unitárias brutas de Fósforo e Nitrogênio no esgoto doméstico.

Nutriente	Carga unitária bruta (kg.hab ⁻¹ .ano ⁻¹)	
	Faixa	Valores utilizados (média)
Fósforo (P)	0,8 – 1,8	1,3
Nitrogênio (N)	3,0 – 3,8	3,4

Fonte: Jorgensen & Vollenweider (1989)

A carga bruta, a carga após tratamento (carga remanescente) e a carga total de N e P lançada por cada setor censitário foram calculadas através das fórmulas (Equações 1.2, 1.3 e 1.4):

$$L_B = L_{UB} * Pop \quad (1.2)$$

$$L_{Liq} = \sum_{i=1}^n ((L_B * P_t) - (L_B * P_t * K_t)) \quad (1.3)$$

$$L_T = L_{Liq} + L_{B St} \quad (1.4)$$

onde:

L_B = Carga bruta total de N e P lançado por setor censitário (kg/ ano);

$L_{B St}$ = Carga bruta total de N e P lançado sem tratamento por setor censitário (kg/ ano);

L_T = Carga total de N e P lançado por setor censitário (kg.ano⁻¹);

L_{Liq} = Carga remanescente total de N e P lançado por setor censitário (kg.ano⁻¹);

L_{UB} = Carga unitária bruta de N e P (kg.hab⁻¹.ano⁻¹);

Pop = População total no setor censitário;

P_t = Proporção do esgoto que é tratado (P) por cada sistema de tratamento (t);

K_t = Coeficiente de remoção (K) em cada sistema de tratamento (t);

n = Quantidade de sistemas de tratamento

Os coeficientes de remoção destes nutrientes para cada sistema de tratamento de esgoto (K_f) são apresentados a seguir (Tabela 1.3).

Tabela 1.3. Eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo nos sistemas de tratamento de esgotos.

Sistemas de Tratamento	Eficiência de Remoção - K (%)			
	Nitrogênio		Fósforo	
	Faixa	Média	Faixa	Média
Tratamento Preliminar	0	0	0	0
Tratamento Primário	10 – 25	17,5	10 – 20	15
Lagoa Facultativa	30 – 50	40	20 – 60	40
Sistema Australiano	30 – 50	40	20 – 60	40
Lagoa Aerada	30 – 50	40	20 – 60	40
Lagoa Aerada e Lagoa de Decantação	30 – 50	40	20 – 60	40
Lagoa Anaeróbica	30 – 50	40	20 – 60	40
Lodos Ativados Convencional	30 – 40	35	30 – 45	37,5
Lodo Ativado (aeração prolongada)	15 – 30	22,5	10 – 20	15
Lodo Ativado (fluxo intermitente)	30 – 40	35	30 – 45	37,5
Filtro Biológico (baixa carga)	30 – 40	35	30 – 45	37,5
Filtro Biológico (alta carga)	30 – 40	35	30 – 45	37,5
Biodisco	30 – 40	35	30 – 45	37,5
Reator Anaeróbio	10 – 25	17,5	10 – 20	15
Fossa Séptica – Filtro Anaeróbio	10 – 25	17,5	10 – 20	15
Infiltração Lenta	65 – 95	80	75 – 99	87
Infiltração Rápida	10 – 80	45	30 – 99	64,5
Infiltração Subsuperficial	10 – 40	25	85 – 95	90
Escoamento Superficial	10 – 80	45	20 – 50	35

Fonte: Von Sperling (2005).

2.2.2. Avaliação das cargas potenciais de N e P geradas por fontes não pontuais (Poluição difusa).

2.2.2.1. Mapeamento do Uso e Cobertura do Solo (UCS) na BCRF

Para o mapeamento dos principais tipos de uso e cobertura do solo (UCS) na BCRF foram utilizadas imagens multiespectrais do sensor TM do satélite LANDSAT 5 obtidas da base de dados da *U.S Geological Survey* (USGS), correspondente às cenas WRS2 219/076 (Órbita/Ponto), ID: LT52190762010236CUB00 de 24/08/2010 e WRS2 218/076 (Órbita/Ponto), ID: LT52180762010245CUB00 de 02/09/2010. Estas

imagens foram adquiridas com nível de correção *Level 1 Terrain* (L1T), 7 bandas espectrais com resolução espacial de 30m e referenciadas ao datum WGS84.

As datas das cenas foram selecionadas principalmente devido à ausência de cobertura de nuvens (CN=0%), e por representarem um período hidrológicamente mais seco do ano, permitindo melhor distinção e identificação das classes de UCS.

O mapeamento das classes de UCS foi executado inicialmente através da classificação automática supervisionada das imagens LANDSAT 5 utilizando o método de máxima verossimilhança Gaussiana (MAXVER) no código computacional ENVI[®] versão 4.8 (EXELIS, 2009).

A definição das classes de UCS foi baseada no sistema de classificação do IBGE (IBGE, 2006). Foram utilizadas chaves de identificação visual (cor, textura, padrão, localização, forma, sombra e tamanho), propostas por Curran (1985), para a definição das amostras de treinamento, assim como para a vetorização manual das classes que não foram identificadas na classificação automática.

Após a classificação final do mapa de UCS, foi realizada sua validação usando-se o cálculo do índice *Kappa*, que avalia a precisão total da classificação (ROSENFELD e FITZPATRICK-LINS, 1986), através da equação 1.5, expressa por:

$$K = P_0 - P_e / 1 - P_e \quad (1.5)$$

onde:

P_0 = exatidão geral da classificação (soma da coluna diagonal da matriz dividida pelo número total de “pixels” amostrados);

$P_e = \sum p_{i+} p_{+i}$, sendo p_{i+} e p_{+i} as proporções marginais da linha i e da coluna i , respectivamente.

Os resultados do coeficiente *Kappa* variam de 0 a 1, indicando de forma crescente o grau de concordância ou exatidão do mapa classificado com relação aos dados de referência. Esses valores podem ser agrupados em intervalos de acordo com a Tabela 1.4.

Tabela 1.4. Intervalos de valor do coeficiente Kappa e respectivos graus de concordância segundo Landis e Koch (1977).

Valor de Kappa	Concordância
0	Péssima
0 – 0,20	Ruim
0,21 – 0,40	Razoável
0,41 – 0,60	Boa
0,61 – 0,80	Muito boa
0,81 – 1	Excelente

Fonte: Landis e Koch (1977).

As amostras de referência utilizadas para avaliação da concordância do mapeamento através do índice *Kappa* foram elaboradas sobre imagens de alta resolução do aplicativo Google Earth®, através da confecção de amostras poligonais sobre as classes identificadas visualmente. Essas imagens foram utilizadas como referência devido à alta resolução espacial e por apresentarem boa qualidade geométrica, em geral, compatíveis com o Padrão de Exatidão Cartográfica (PEC) para escalas superiores a 1:100.000 (SILVA & NAZARENO, 2009; POTERE, 2008).

Posteriormente essas amostras de referência foram exportadas para o código computacional ENVI para a elaboração da matriz de confusão e cálculo do índice *Kappa*.

2.2.2.2. Estimativa da carga potencial de N e P gerados por fontes difusas

Para a estimativa da carga de Nitrogênio e Fósforo Totais (NT e PT) carregados pelo escoamento superficial, foi utilizada a abordagem de unidade de carga em função do tipo de uso e cobertura do solo. Esse método consiste em aplicar taxas ou coeficientes de geração de cargas (expressos em g/ha.dia ou equivalentes) para cada categoria de uso do solo existente na área em estudo, cujos valores sejam representativos das condições médias vigentes. Cargas diárias ou anuais podem ser obtidas multiplicando as unidades de carga pela área de contribuição de um uso do solo uniforme (HAUPT, 2009; NOVOTNY, 2003).

Apesar de representar uma simplificação do processo de geração e transporte hídrico de poluentes no solo, por não considerar o decaimento do soluto no corpo hídrico e as interações físicas e biológicas dos nutrientes no meio, este método apresenta a vantagem de ser de aplicação expedita, com formulação matemática

muito simples, e exigir poucos dados de entrada, como as quantificações dos tipos de uso do solo existentes na bacia hidrográfica.

A estimativa das cargas anuais de NT e PT geradas por fontes difusas na BCRF foram calculadas segundo os coeficientes de exportação propostos por Jorgensen & Vollenweider (1989) em função da classificação geológica, do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica; por Castagnino (1982), para a exportação urbana; e também por valores propostos por von Sperling (2005) para áreas agrícolas em geral (Tabela 1.5).

Tabela 1.5. Coeficientes de exportação anual médios de fósforo total (PT) e nitrogênio total (NT) ($\text{kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) para cada tipo de uso e cobertura do solo.

	PT ($\text{kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$)		NT ($\text{kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$)	
Jorgensen & Vollenweider (1989)				
Uso do Solo	Classificação geológica		Classificação geológica	
	Ígneo	Sedimentar	Ígneo	Sedimentar
Floresta	4,7	11,7	200	340
Floresta + pastagem	10,2	23,3	400	600
Áreas agrícolas (Pastagem)	45	-	-	475
Áreas agrícolas (Grãos)	61	-	-	850
Castagnino (1982)				
Urbano	100		500	
Von Sperling (2005)				
Áreas agrícolas (Geral)	50		-	

Fonte: Adaptado de Castagnino (1982); Jorgensen & Vollenweider (1989) e, Von Sperling (2005).

As informações referentes ao uso e cobertura do solo foram obtidas através do mapa de uso do solo da BCRF descrito anteriormente. A classificação geológica foi elaborada a partir da base de dados do projeto GEOBANK obtidos junto à Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais (CPRM), e que consistem em dados georreferenciados na escala de 1:1.000.000 dos tipos litológicos existentes.

2.2.3. Delimitação da BCRF e das sub-bacias hidrográficas.

2.2.3.1. Modelo Digital de Elevação

Para a definição da bacia de contribuição hidrológica do reservatório da UHE de Funil (BCRF) e das sub-bacias hidrográficas utilizou-se um Modelo Digital de Elevação (MDE) da Missão SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) da *National Aeronautics and Space Administration* (NASA).

Essa missão foi realizada em parceria com as agências espaciais alemã e italiana em fevereiro de 2000 com a aquisição de dados através de um par de Radares de Abertura Sintética (SAR) a bordo do ônibus espacial *Endeavour*, para a elaboração de uma base de dados digital da topografia terrestre, cobrindo uma área de 56° S a 60° N e com uma resolução espacial de 1 arco-segundo (~30m) (FARR *et al.*, 2007; NIKOLAKOPOULOS *et al.*, 2006). O produto SRTM disponibilizado de forma gratuita fora dos EUA apresenta resolução espacial de 3 arcos-segundo (~90m).

O MDE utilizado neste trabalho foi proveniente do projeto TOPODATA (VALERIANO *et al.*, 2009) que consiste em uma base de dados geomorfométricos no território brasileiro desenvolvida a partir do refinamento espacial dos dados SRTM de 3 arcos-segundo para 1 arco-segundo (~30), através da aplicação de um conjunto único de coeficientes geoestatísticos durante o processo de *krigagem*¹. (VALERIANO & ROSSETTI, 2010).

2.2.3.2. Direção de fluxo do escoamento superficial

A partir do MDE SRTM/TOPODATA, foi elaborado, em SIG, o modelo de direção de fluxos, que define as direções preferenciais do escoamento superficial sobre o terreno de acordo com o método desenvolvido por Jenson & Domingue (1988). As etapas do algoritmo de Jenson e Domingue para a definição das direções de fluxo são descritas em Buarque *et al.*, (2009).

¹ Processo de interpolação baseado na estrutura de variabilidade exibida pelos dados.

Através da contagem do número de células que ocorre a montante de uma célula de referência, pode ser estabelecido um plano de informação da acumulação do fluxo de água e da rede (LIBOS, 2002).

Para a delimitação da BCRF, foi definida, como área de contribuição, toda a área a montante do barramento que forma o reservatório, cujas águas do escoamento superficial são drenadas para o mesmo.

As sub-bacias foram definidas como as áreas de drenagem (AD) das estações fluviométricas da Agência Nacional de Águas (ANA) existentes na BCRF. Para sua delimitação, foi calculado o fluxo acumulado de cada célula através da soma das células contribuintes a montante, e posteriormente delimitadas as áreas de contribuição através do módulo *Spatial Analyst* do SIG ArcGIS, com a criação de um plano de informação para cada área de drenagem.

2.2.4. Modelagem hidrológica da BCRF

Para a caracterização do comportamento hidrológico e da disponibilidade hídrica na BCRF, foram selecionadas estações fluviométricas pertencentes à rede de monitoramento da Agência Nacional das Águas (ANA) (Tabela 1.6).

Para o cálculo das vazões médias de longo termo (Q_{MLT}) a partir da série histórica de vazões das estações fluviométricas, foi definido o período base de 1977 a 2005 de modo a coincidir com o período de dados pluviométricos utilizados, os quais serão descritos no subitem 2.2.4.3. Para as estações 58105300 e 58110000 foi utilizado outro período base, devido à inexistência de registros no período definido *a priori*, abrangendo, no entanto, o mesmo número de anos. Foi realizada a análise de estacionariedade das séries de vazões através de testes de homogeneidade das variâncias e médias de seus valores. O processamento e análise dos dados hidrológicos foram realizados através do código computacional SisCAH (Sistema Computacional para Análises Hidrológicas) (GPRH, 2009).

A vazão média de longa duração permite caracterizar a maior vazão possível de ser regularizada em uma bacia, permitindo a avaliação dos limites superiores (abstraindo as perdas) da disponibilidade de água de um manancial. A vazão média de longa duração é definida como a média das vazões médias anuais para toda a série de dados (PRUSKI *et al.*, 2006).

Tabela 1.6. Estações fluviométricas da ANA selecionadas.

Rio	Código	Nome da Estação	Lat.	Long.	Altitude (m)	A.D. (km ²)	Série	
							Início	Fim
Paraíba do Sul	58105300	Guararema	-23.41	-46.02	564	5323	01/1928	12/1983
Paraíba do Sul	58099000	Santa branca	-23.36	-45.90	573	4935	07/1952	11/2006
Paraibuna	58060000	Ponte Alta 1	-23.33	-45.14	888	276	09/1933	11/2006
Paraíba do Sul	58110002	Jacareí - SAAE	-23.31	-45.97	570	5470	01/2000	12/2005
Paraíba do Sul	58110000	Jacareí	-23.31	-45.97	561	5470	03/1931	07/1972
Paraitinga	58040000	São Luís do Paraitinga - SLP	-23.22	-45.32	730	1956	03/1988	10/2006
Buquirinha ou Ferrão	58142200	Buquirinha 2	-23.12	-45.90	575	406	02/1979	09/2006
Paraitinga	58030000	Estrada do Cunha	-22.99	-45.04	780	830.5	04/1934	11/2006
Paraíba do Sul	58183000	Pindamonhangaba	-22.91	-45.47	525	9576	01/1939	09/2006
Paraíba do Sul	58204000	Guaratinguetá	-22.81	-45.18	520	10810	01/1939	12/2007
Bocaina	58220000	Fazenda Santa Clara	-22.69	-44.97	550	202	12/1935	09/2006
Paraíba do Sul	58218000	Cachoeira Paulista	-22.66	-45.01	512	11481	07/1935	12/2001
Paraíba do Sul	58235100	Queluz	-22.54	-44.77	478	12749	11/1934	01/2005

Para a análise da disponibilidade hídrica superficial foi utilizado o índice de vazão específica (Q_{esp}), que representa a capacidade de geração de vazão de uma determinada bacia hidrográfica por unidade de área. Foi obtida pela divisão dos dados de vazão média de longo termo (Q_{MLT}) pela área de drenagem da estação fluviométrica considerada, de acordo com a Equação 1.6:

$$Q_{esp} = Q_{MLT} / A_i \quad (1.6)$$

onde:

Q_{esp} = vazão específica média de longo termo ($m^3.s^{-1}.km^{-2}$);

Q_{MLT} = vazão média anual ($m.s^{-1}$);

A_i = área de drenagem da estação (km^2).

2.2.4.1. Vazão média anual por área de drenagem (AD)

Os dados de vazão média anual em cada área de drenagem foram obtidos a partir das estações fluviométricas pertencentes à rede de monitoramento da Agência Nacional das Águas (ANA), conforme descrito anteriormente.

Para permitir a comparação e o estabelecimento de um ajuste estatístico com as informações de precipitação nas áreas de drenagem, a vazão em $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ foi transformada em $\text{mm}.\text{ano}^{-1}$, através da Equação 1.7, na forma:

$$Q_{\text{anual}} = \left(\frac{Q_{\text{MLT}} * 31536000}{A} \right) * 10^3 \quad (1.7)$$

Onde:

Q_{anual} = vazão anual (mm);

Q_{MLT} = vazão média de longo termo ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)

A = área de drenagem (m^2);

31536000 = quantidade de segundos no ano;

10^3 = fator de conversão de metro (m) para milímetro (mm).

2.2.4.2. Precipitação média anual por área de drenagem (AD)

Os dados de precipitação distribuída na BCRF (em $\text{mm}.\text{ano}^{-1}$) foram geradas a partir da interpolação de arquivos vetoriais das isoietas médias anuais, correspondente ao período de 1977 a 2006, disponibilizadas pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) no Atlas Pluviométrico do Brasil. Estes dados fazem parte de um banco de informações em SIG referentes às disponibilidades hídricas do Brasil, e foram derivados de dados de precipitação registrados na rede hidrometeorológica nacional em operação.

A interpolação das isoietas em formato vetorial (linha) foi realizado no SIG ArcGIS através do módulo *Topo to Raster*. De acordo com Guedes *et al.* (2011), este módulo apresenta a vantagem de permitir que arquivos de entrada, como curvas de níveis, cursos de rios e delimitações de bacias, possam ser utilizados durante a interpolação. O produto final gerado foi um arquivo em grade de células (*raster*) com uma resolução espacial definida em 30m, para a compatibilização com os demais

produtos digitais, abrangendo toda a extensão da área estudada, e cuja continuidade espacial dos dados favorece sua utilização em modelos hidrológicos distribuídos.

A precipitação média anual para cada área de drenagem foi obtida através de uma função zonal no SIG ArcGIS em que os valores de precipitação nas células pertencentes a cada área de drenagem foram sumarizados através de parâmetros estatísticos descritivos.

2.2.4.3. Relação Chuva-Vazão

Para a elaboração de um modelo de vazão distribuída na BCRF foi necessário a construção de uma relação matemática entre chuva e vazão. O conhecimento da vazão distribuída permite um melhor entendimento da dinâmica do transporte de nutrientes na bacia pelo escoamento superficial, e este processo depende diretamente da quantidade de chuva precipitada e de sua distribuição na bacia. Além disso, este modelo foi utilizado para a obtenção das concentrações de nutrientes a partir das cargas anuais calculadas.

Foram realizadas análises de regressão linear e não lineares simples com objetivo de se verificar o ajuste entre os dados de vazão e chuva e para a obtenção de uma equação de regressão com o melhor ajuste possível entre estes dados.

A função de regressão com o melhor ajuste para a relação chuva-vazão foi aplicado sobre o mapa de precipitação com objetivo de se obter o plano de informação da vazão média de longo curso distribuída em função da precipitação em $\text{mm.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$.

2.2.4.4. Modelagem de vazões acumuladas na BCRF

Para estimar o volume de água acumulado por ano na bacia foi aplicado o algoritmo de fluxo acumulado ponderado pela vazão distribuída por pixel, utilizando-se a ferramenta *Hydrology* do módulo *Spatial Analyst Tools* do SIG ArcGIS. Este algoritmo foi aplicado utilizando como base o modelo de direção de fluxo, descrito no subitem 2.2.3.2, e o plano de informação da vazão distribuída por pixel. Como resultado, foi elaborado o modelo de fluxo acumulado das vazões médias de longo termo (QMLT) em toda a área da BCRF em $\text{m}^3.\text{ano}^{-1}$.

2.2.5. Modelagem da carga e concentração de nutrientes na BCRF

A modelagem distribuída das cargas de nitrogênio e fósforo gerados por fontes pontuais e difusas foram baseadas na aplicação de técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto a partir dos quais foram obtidas informações espacializadas das cargas de nutrientes na BCRF. Estas técnicas foram baseadas nos trabalhos de Saunders & Maidment (1996) e Libos (2002), os quais se utilizaram de conceitos de sistema de informações geográficas (SIG) para a modelagem simplificada da poluição por fontes não pontuais via drenagem superficial na bacia de San Antonio-Nueces (EUA), e na bacia do rio Cuiabá (MT – Brasil), respectivamente.

A modelagem aqui aplicada utilizou informações de vazão, precipitação, topografia, população e uso do solo, que foram espacializadas e processadas em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), especificamente os sistemas computacionais ArcGIS, versão 10.0 (ESRI, 2010) e ENVI 4.8 (EXELIS, 2009), a partir dos quais foram gerados planos de informação da carga e concentração de nutrientes na BCRF.

2.2.5.1. Modelagem das cargas acumuladas de nutrientes por fontes pontuais e difusas na BCRF

Para a elaboração do modelo distribuído de cargas difusas de nutrientes na BCRF foram utilizados os coeficientes médios de exportação de N e P para cada tipo de uso do solo e substrato geológico, conforme apresentado no subitem 2.2.2.2. Estes coeficientes foram utilizados como entrada para a elaboração do modelo de cargas potenciais de nutrientes de origem difusa. Como os valores resultantes deste modelo são dados em $\text{kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ foi necessária sua compatibilização com a área do pixel (neste caso 900 m^2) através da divisão dos valores por 1111 (considerando este o número de pixels em 1km^2), para a obtenção dos resultados em $\text{kg.pixel}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Em seguida sobre este modelo foi ponderado o modelo de direções de fluxo através da aplicação do algoritmo de fluxo acumulado ponderado. O resultado gerado foi o modelo de cargas acumuladas de nutrientes de origem difusa na BCRF em kg.ano^{-1} .

Para o modelo distribuído de cargas potenciais de nutrientes de origem doméstica (pontual) foram utilizados os coeficientes de exportação *per capita* de N e P, conforme apresentado no subitem 2.2.1.3, para cada setor censitário, somado aos coeficientes de remoção de acordo com tipo de sistema de tratamento em cada município. Os valores finais em kg.ano^{-1} por setor foram convertidos para kg.km^{-2} , através da divisão das cargas pela área de cada setor, e em seguida, para $\text{kg.pixel}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, como descrito para o modelo de cargas difusas. Assumiu-se neste caso que as descargas dos efluentes domésticos possuem distribuição uniforme nos setores e que estariam condicionados ao deslocamento pela gravidade, o que é uma abstração da realidade dos sistemas e redes de esgotos, principalmente em áreas urbanas, porém esta condição foi estabelecida para viabilizar a modelagem distribuída do fluxo de nutrientes de origem doméstica na BCRF. Como resultado, foi gerado o modelo de cargas potenciais de nutrientes de origem pontual, sobre o qual foi aplicado o algoritmo de fluxo acumulado ponderado para a geração modelo de cargas acumuladas de nutrientes de origem pontual na BCRF em kg.ano^{-1} .

O modelo de cargas totais acumuladas de nutrientes na BCRF foi obtido através da combinação dos modelos acumulados de cargas difusas e pontuais descritos acima.

Com o objetivo de comparar a produtividade de nutrientes acumulados em cada trecho da BCRF, foi calculada a carga total específica de N e P através da Equação 1.8:

$$L_E = \frac{L_T}{A_D} \quad (1.8)$$

Onde:

L_E = carga total específica de N e P ($\text{kg.ano}^{-1}.\text{km}^{-2}$);

L_T = carga total estimada de N e P (kg.ano^{-1});

A_D = área de drenagem (km^2)

2.2.5.2. Modelagem da concentração média de nutrientes na BCRF

Para a obtenção do modelo de concentração de nutrientes (em mg.L⁻¹) foram combinados o modelo de cargas totais acumuladas de nutrientes com o modelo de vazões acumuladas médias de longo termo, através da equação 1.9:

$$C_a = \frac{L_a}{(Q_a)} * 10^6 * 10^{-3} \quad (1.9)$$

onde:

C_a = concentração média anual de N e P (mg.L⁻¹)

L_a = carga acumulada de N ou P (kg.ano⁻¹);

Q_a = vazão média anual (m³.ano⁻¹);

10⁶ = transformação da unidade de kg para mg;

10⁻³ = transformação da unidade de m³ para litro (L);

2.2.6. Estimativa da concentração média potencial e da carga máxima admissível de fósforo no reservatório de Funil

Para estimar a concentração média potencial de fósforo no reservatório de Funil em função da carga afluyente, simulada no subitem 2.2.5.1, foi utilizado o modelo empírico de Vollenweider (1976) modificado por Salas e Martino (1991), de acordo com a Equação 1.10 (VON SPERLING, 2005):

$$P = \frac{L * 10^3}{V * (\frac{1}{t} + \frac{2}{\sqrt{t}})} \quad (1.10)$$

onde:

P = concentração de fósforo no corpo de água (g.m⁻³)

L = carga afluyente de fósforo (kg.ano⁻¹);

V = volume da represa (m³);

t = tempo de detenção hidráulica (ano).

O tempo de detenção hidráulica (t) foi estimado a partir da razão entre o volume do reservatório e a vazão anual afluyente (Equação 1.11) (VON SPERLING, 2005):

$$t = \frac{V}{Q} \quad (1.11)$$

onde:

t = tempo de detenção hidráulica (ano);

V = volume do reservatório (m³);

Q = vazão afluyente ao reservatório (m³.ano⁻¹)

Para avaliar a carga máxima admissível de fósforo afluyente ao reservatório, para que não seja ultrapassado o limite de concentração deste nutriente em corpos de água lênticos conforme estabelecido na Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005), a Equação 1.10 foi rearranjada (VON SPERLING, 2005), como apresentado a seguir (Equação 1.12):

$$L = \frac{P \cdot V \cdot \left(\frac{1}{t} + \frac{2}{\sqrt{t}} \right)}{10^3} \quad (1.12)$$

3. Resultados e Discussões

Nesta seção serão apresentados e discutidos os resultados da caracterização da BCRF referente aos aspectos físicos, hidrológicos e demográficos, além dos resultados decorrentes da modelagem distribuída das cargas e concentrações potenciais de nitrogênio e fósforo geradas na BCRF, detalhando-se as cargas de origem pontual e difusa em cada trecho da bacia.

3.1. Características demográficas da BCRF

De acordo com os dados do censo demográfico 2010 do IBGE (IBGE, 2010) a BCRF totaliza 2.069.465 habitantes distribuídos em 3620 setores censitários, dentre os quais 136 setores apresentam áreas parcialmente dentro da bacia.

Do total de setores censitários 3157 são do tipo urbano, nos quais residem mais de 93 % da população total da BCRF, enquanto os outros 463 setores censitários são classificados como rurais, onde residem apenas 6,8 % da população total (Figura 1.3).

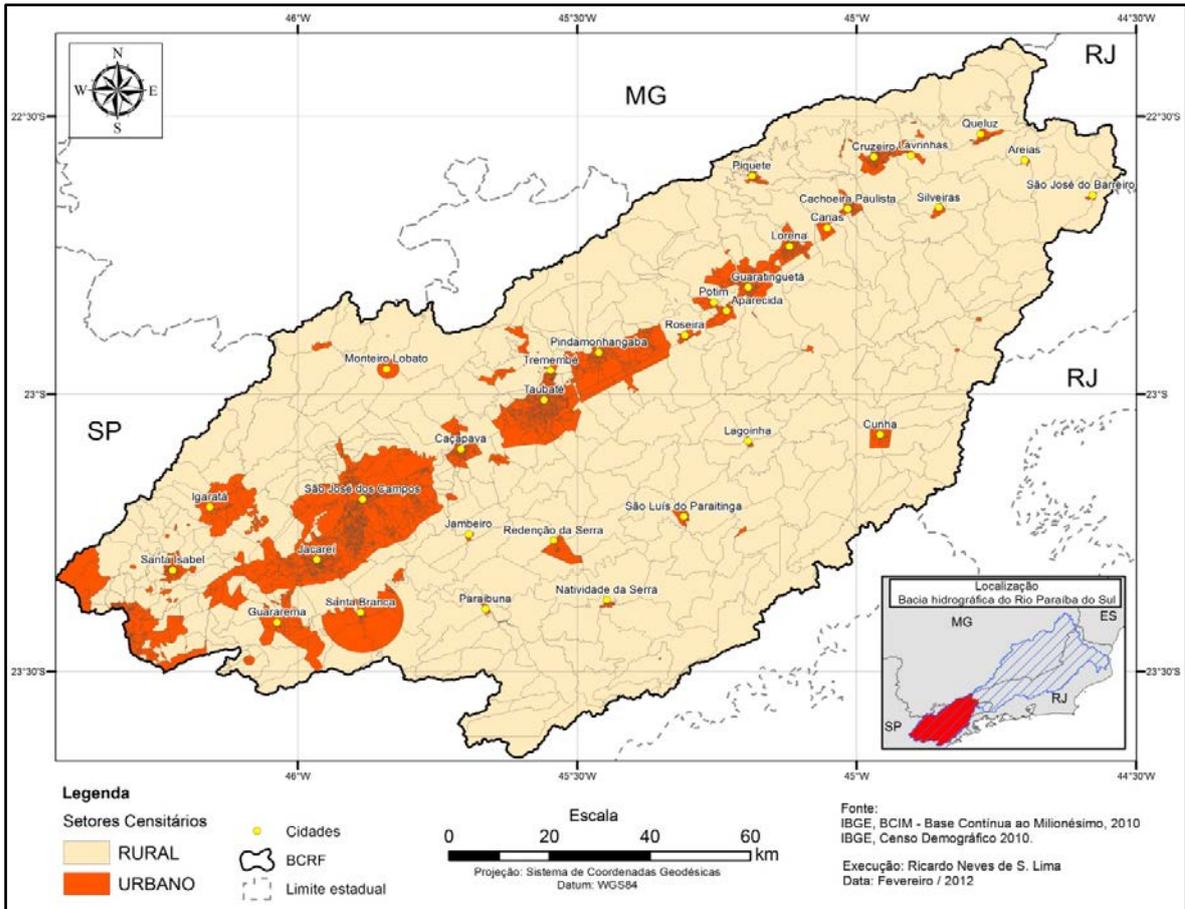


Figura 1.3. Setores censitários urbanos e rurais na BCRF.

A densidade demográfica média na BCRF foi de 154 hab. / km², porém, entre os setores censitários, verificou-se elevada variabilidade, principalmente entre os setores urbanos e rurais (Figura 1.4). Nos setores classificados como rurais a densidade demográfica média situou-se em 301 hab./km², enquanto que para os setores urbanos, a densidade demográfica média ultrapassou 7.000 hab. / km², o que demonstra o intenso grau de ocupação principalmente nas áreas urbanas.

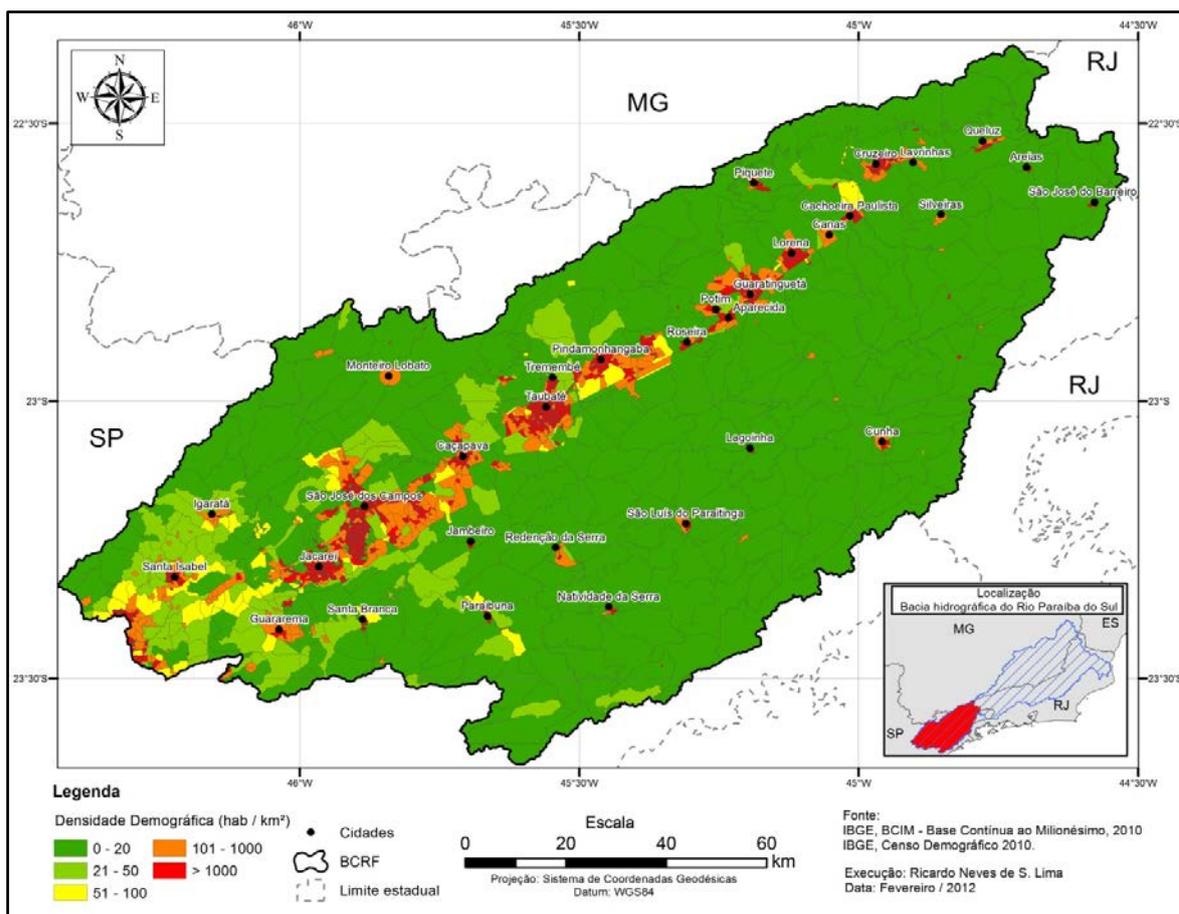


Figura 1.4. Densidade demográfica por setor censitário na BCRF.

Para cada trecho da BCRF, correspondente às áreas de drenagem (AD) das estações fluviométricas, são apresentados os totais de população residente e a respectiva densidade demográfica (Tabela 1.7). Os trechos que apresentam a maior proporção da população urbana, acima de 90%, correspondem as AD's que abrangem principalmente os municípios de São José dos Campos, Taubaté e Jacareí, localizados na porção média do rio Paraíba do Sul. Nessas áreas, observam-se as maiores densidades demográficas, acima de 160 hab./km², o que representa um elevado fator de pressão sobre os recursos hídricos, principalmente no rio Paraíba do Sul, em função da alta carga de esgotos domésticos e industriais que são gerados e despejados neste rio.

Por outro lado, algumas áreas apresentaram características predominantemente rurais, especialmente as AD's das estações 58060000 e 58220000, cuja totalidade da população residente está em áreas rurais. Além disso, observam-se, nestas áreas, as menores densidades demográficas da BCRF, o que proporciona um menor grau de

pressão sobre a qualidade das águas, devido ao baixo potencial de geração de cargas poluentes de origem sanitária (pontual).

Tabela 1.7. População total e densidade demográfica nas áreas de drenagem das estações fluviométricas.

AD - Estação Fluviométrica - ANA	População total estimada (Censo 2010)	Densidade demográfica (hab./km²)	% Urbana	% Rural
58030000	5.743	7,83	19,35	80,65
58040000	31.405	16,13	57,53	42,47
58060000	1.427	5,14	0	100,00
58099000	75.092	15,22	48,12	51,88
58105300	92.054	17,69	55,28	44,72
58110002	145.540	26,63	66,25	33,75
58142200	11.939	29,40	41,23	58,77
58183000	1.567.972	163,79	92,94	7,06
58204000	1.784.423	166,05	93,16	6,84
58218000	1.928.831	168,17	93,45	6,55
58220000	1.577	6,75	0	100,00
58235100	2.054.870	161,03	93,30	6,70
BCRF	2.069.465	154,32	93,18	6,82

3.2. Estimativas das cargas potenciais de N e P de origem pontual na BCRF

A partir dos dados demográficos por setor censitário e dos indicadores municipais de esgotamento sanitário, associado às taxas per capita de nutrientes lançados via esgoto sanitário e aos coeficientes de remoção dos mesmos em cada tipo de tratamento, foi possível mapear a carga estimada de N e P por setor censitário, como observado na figura a seguir (Figura 1.5).

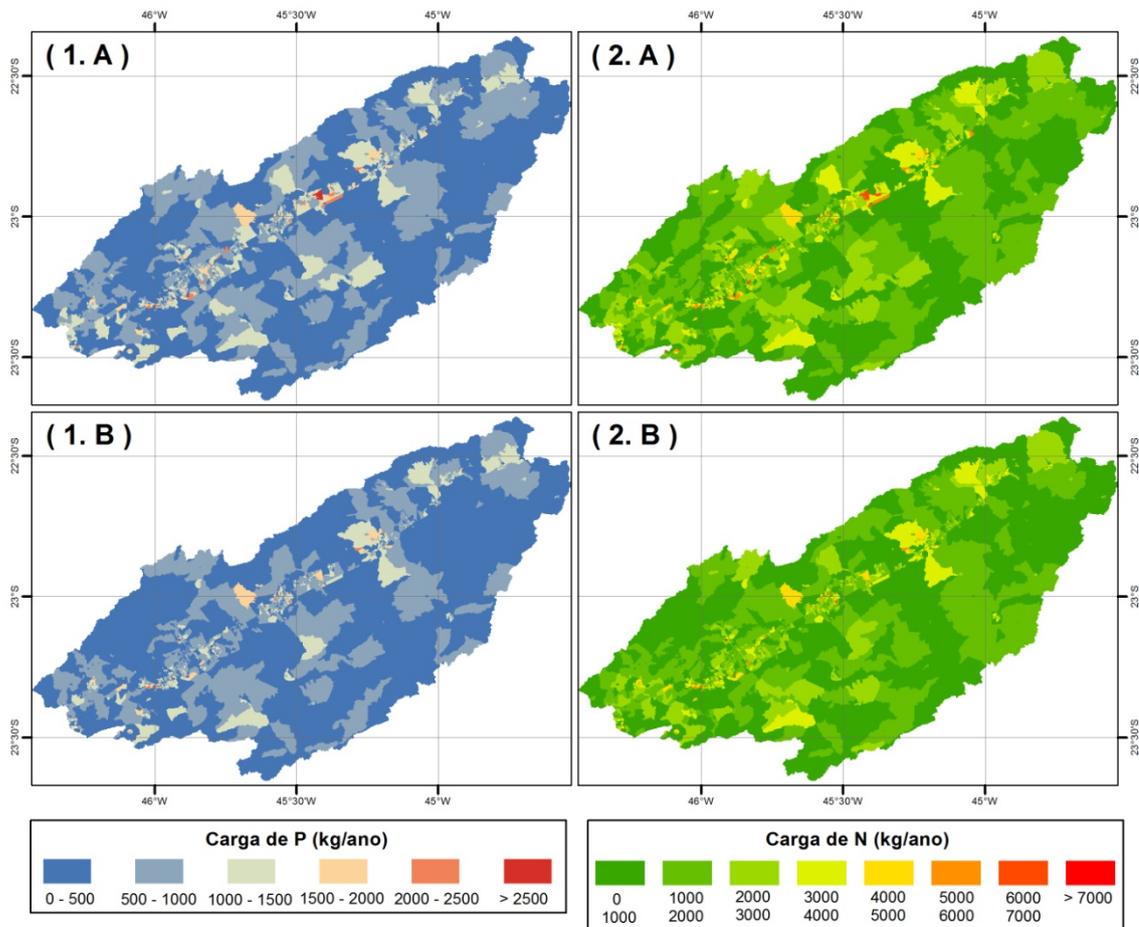


Figura 1.5. Cargas potenciais de Fósforo e Nitrogênio por setor censitário. 1.A e 2.A: Cargas potenciais brutas; 1.B e 2.B: Cargas potenciais com tratamento (remanescentes).

Observa-se, nos mapas da Figura 1.5 que as maiores cargas potenciais dos nutrientes nitrogênio (N) e fósforo (P) ocorrem em setores com pequenas dimensões localizados em áreas urbanas onde existe uma concentração populacional bastante elevada. Os setores com maior potencial de geração de N e P na BCRF podem ser observados na Tabela 1.8.

Tabela 1.8. Setores censitários com maior potencial de geração de N e P na BCRF.

Cód. Setor	Município	D. Dem. (hab./km ²)	Área (km ²)	Pop.	Carga de P (kg.ano ⁻¹)		Carga de N (kg.ano ⁻¹)	
					Bruta	C/Trat.	Bruta	C/Trat.
354990405000305	São José dos Campos	6872	0.37	2567	3337	2754	8728	7283
354990405000518	São José dos Campos	4776	0.48	2279	2963	2445	7749	6466
355410205000345	Taubaté	10118	0.19	1882	2447	2428	6399	6354
355410205000194	Taubaté	1796	1.03	1847	2401	2383	6280	6236
351840405000125	Guaratinguetá	3937	0.45	1786	2322	2165	6072	5690
354075405000012	Potim	6157	0.27	1672	2174	2164	5685	5655
352440205000178	Jacareí	6917	0.25	1741	2263	2128	5919	5572
355480505000027	Tremembé	7356	0.22	1620	2106	2106	5508	5508
352440207000011	Jacareí	10634	0.16	1700	2210	2078	5780	5440
352440205000101	Jacareí	1496	1.13	1690	2197	2066	5746	5408
355410205000249	Taubaté	3431	0.46	1595	2074	2058	5423	5385
354990410000075	São José dos Campos	14914	0.13	1914	2488	2053	6508	5431
352440205000114	Jacareí	1075	1.54	1661	2159	2030	5647	5316
354075405000011	Potim	666	2.35	1568	2038	2029	5331	5303
355410205000169	Taubaté	4149	0.38	1570	2041	2026	5338	5301

A carga potencial doméstica bruta de nitrogênio (N) e fósforo (P) calculada para a BCRF assim como a carga potencial com tratamento (remanescente) e o percentual de remoção podem ser observados a seguir (Tabela 1.9).

Tabela 1.9. Cargas brutas e remanescentes estimadas de N e P de origem sanitária na BCRF.

Nutriente	Carga Bruta (kg.ano ⁻¹)	Carga Remanescente (kg.ano ⁻¹)	% removido no tratamento
Nitrogênio (N)	7036180	6084096	13.53
Fósforo (P)	2690304	2317769	13.85

Observa-se que o percentual geral estimado de N e P removidos pelos sistemas de tratamento de esgotos em cada município foi considerado baixo (VON SPERLING, 2005). Este fato é decorrente da baixa eficiência e abrangência do tratamento dos efluentes domésticos além da inexistência de tratamento em grande parte dos esgotos de determinados municípios. No gráfico a seguir (Figura 1.6) observa-se que

na maior parte dos setores a eficiência de remoção estimada de N e P atingiu 20%, sendo que em grande parte houve inexistência de tratamento (0%).

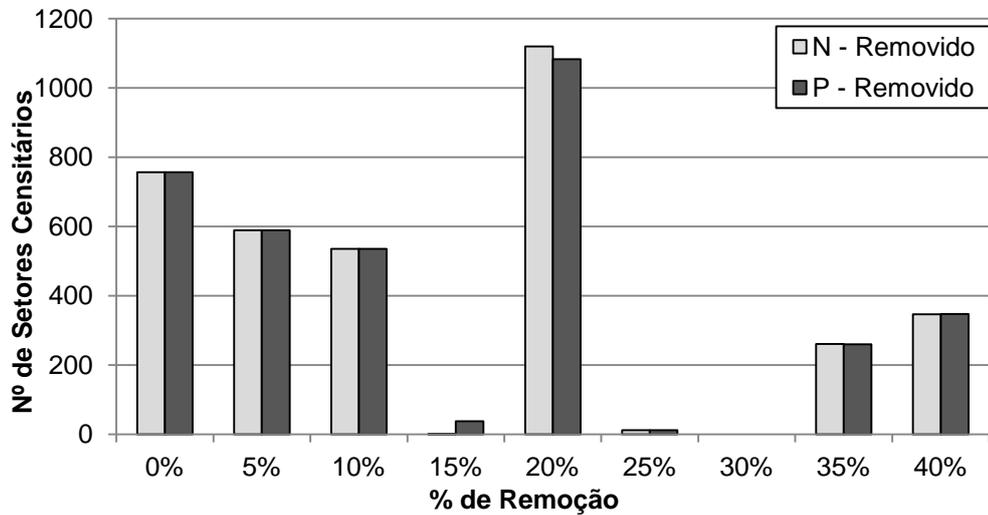


Figura 1.6. Histograma de distribuição dos setores censitários quanto aos percentuais de remoção de N e P.

O modelo de cargas potenciais de exportação de nutrientes de origem pontual (por pixel), elaborado a partir das cargas remanescentes por setor censitário pode ser observado nas figuras a seguir (Figuras 1.7 e 1.8).

Observa-se nestes mapas que as maiores cargas potenciais de exportação de nitrogênio (N) e fósforo (P) de origem doméstica se concentraram nas áreas urbanas ao longo das várzeas do rio Paraíba do Sul onde existe uma densidade populacional bastante elevada.

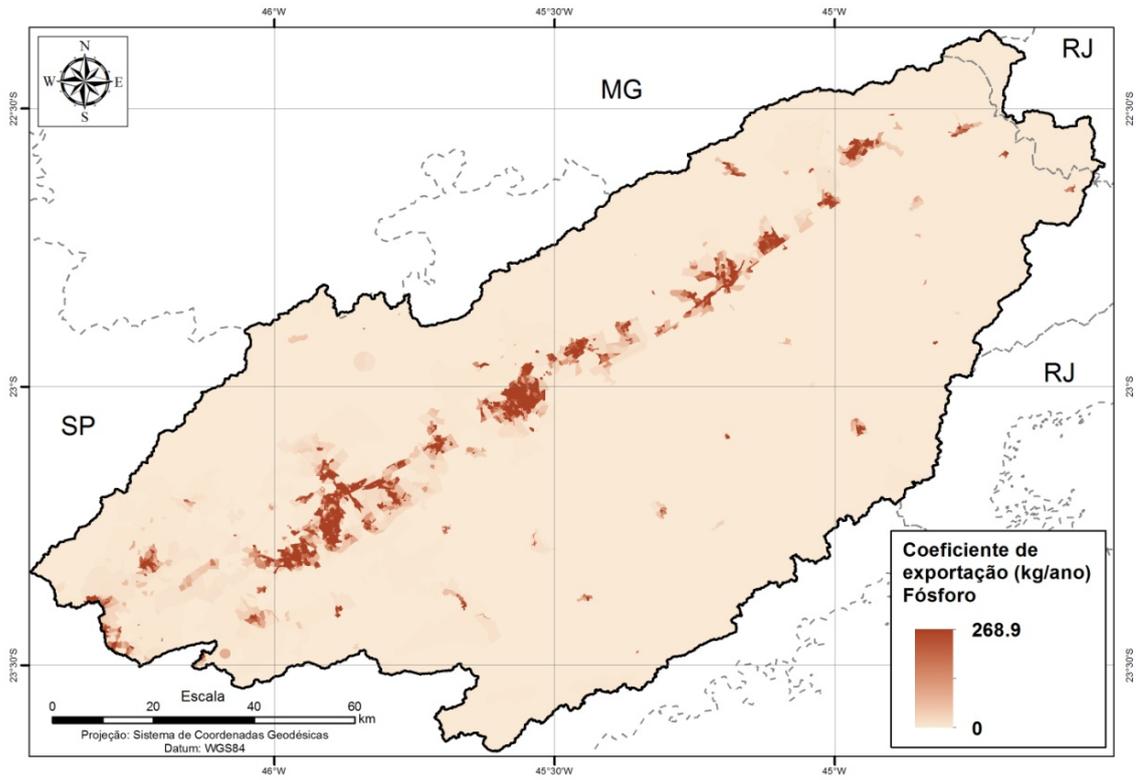


Figura 1.7. Modelo potencial de cargas exportadas de fósforo de origem doméstica por pixel.

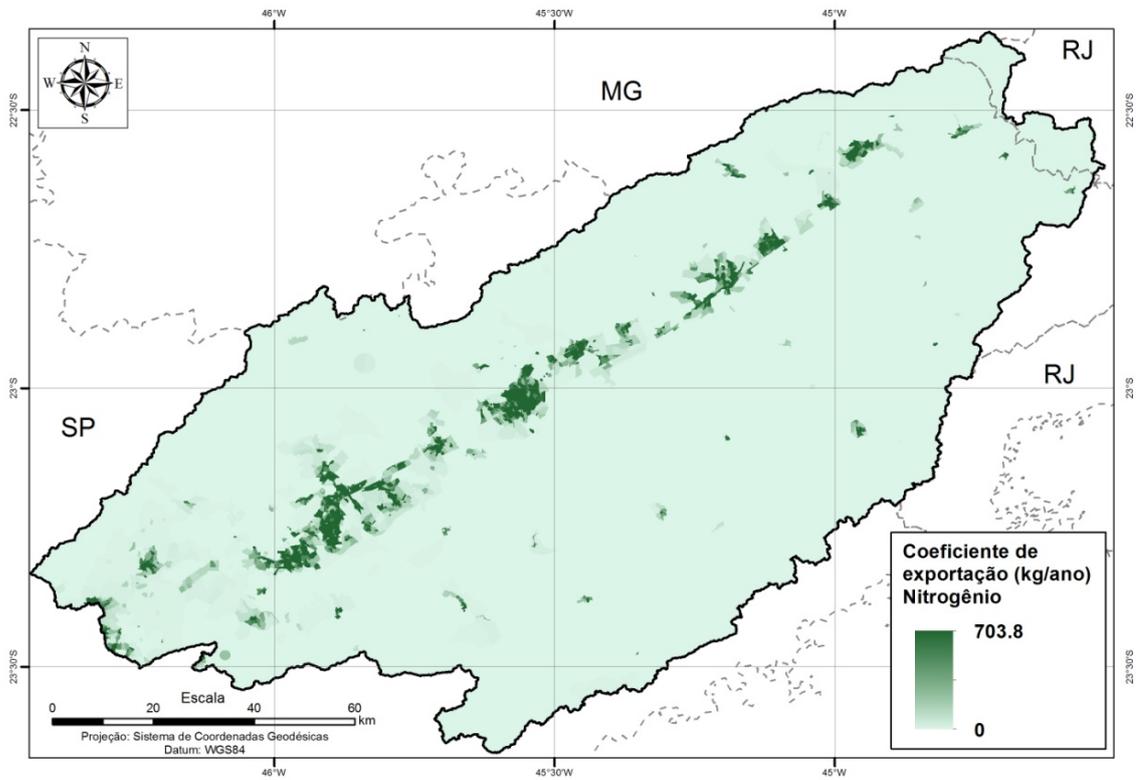


Figura 1.8. Modelo potencial de cargas exportadas de nitrogênio de origem doméstica por pixel.

3.3. Uso e Cobertura do Solo (UCS)

Após a aquisição e classificação supervisionada das imagens do satélite Landsat TM5 de 24/08/2010 e 02/09/2010 foi gerado o mapa temático de Uso e Cobertura do Solo da BCRF, conforme mapa apresentado a seguir (Figura 1.9).

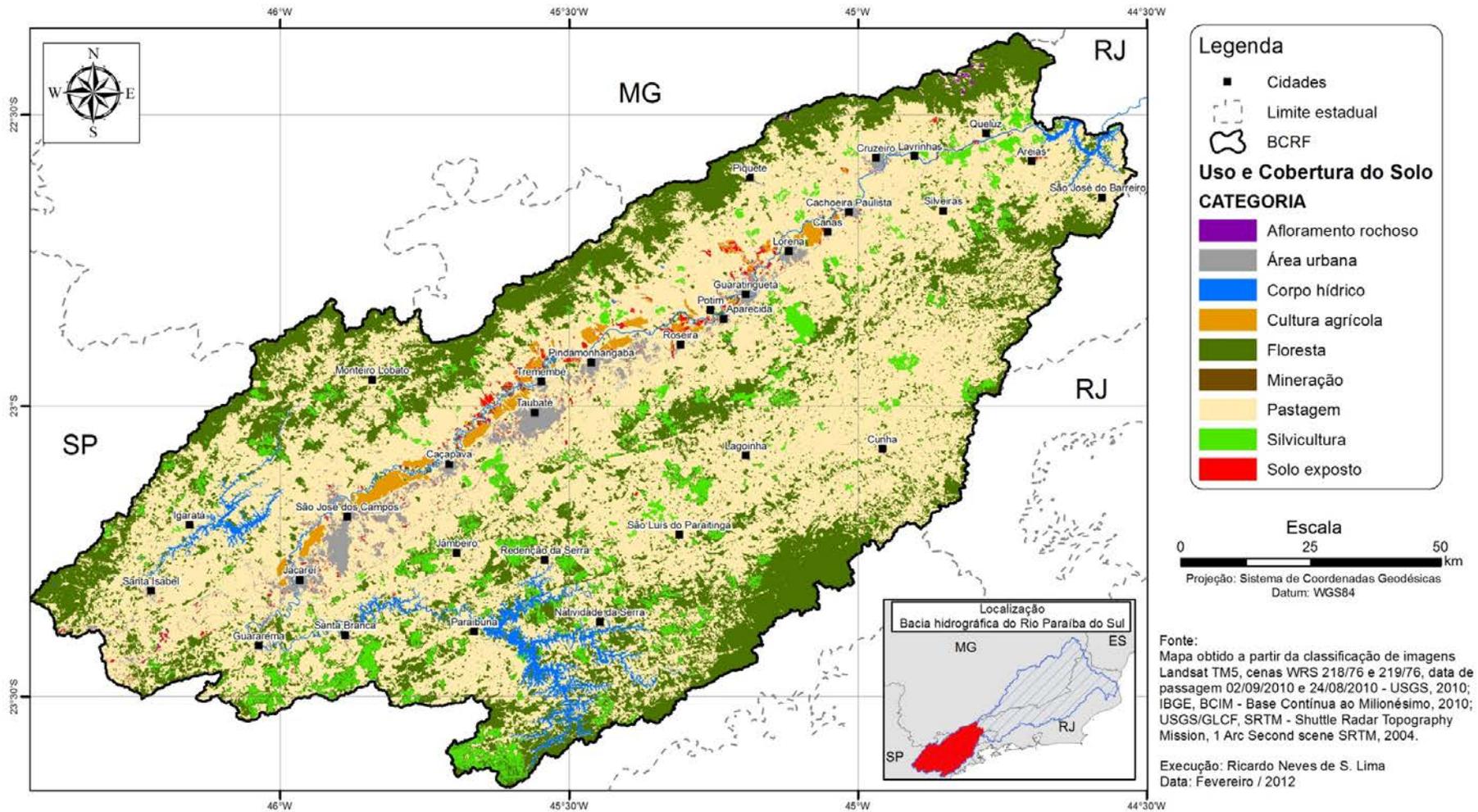


Figura 1.9. Mapa de Uso e Cobertura do Solo (UCS) da BCRF, obtido a partir de imagens do satélite Landsat TM5.

O total de polígonos utilizados como amostras de referência para a validação do mapa classificado a partir das imagens Landsat é apresentado na Tabela 1.10. As amostras de referência foram delimitadas sobre imagens do aplicativo Google Earth através de identificação visual das classes de Uso e Cobertura do Solo (UCS).

Tabela 1.10. Amostras utilizadas para validação do mapa de UCS.

Categoria	Polígonos	Área (km²)	Nº Pixels*
Afloramento rochoso	5	1.12	1242
Área urbana	5	20.04	22264
Corpo hídrico	5	9.91	11012
Cultura agrícola	5	13.66	15178
Floresta	5	12.12	13462
Mineração	7	0.97	1083
Pastagem	5	4.50	5001
Silvicultura	6	2.18	2422
Solo exposto	8	0.92	1022
Total	51	65.41	72682

(*) Pixel com dimensões de 30 x 30 m

A matriz de erros do mapa de Uso e Cobertura do Solo (UCS) da BCRF (Tabela 1.11) assim como o índice de exatidão global e o índice Kappa são apresentados a seguir.

Tabela 1.11. Matriz de erros gerada para avaliação da precisão do mapeamento.

Classes	Amostras de referência									Total (Nº Pixels)	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9		
Imagem Classificada	1	10630	0	0	0	214	0	0	0	0	10844
	2	0	12071	0	0	0	0	0	0	0	12071
	3	0	0	1207	0	0	0	0	0	0	1207
	4	0	0	381	13624	0	1	4	0	0	14010
	5	0	0	0	0	963	0	0	0	0	963
	6	0	1610	374	123	201	4810	77	62	248	7505
	7	0	0	0	0	0	0	2059	0	0	2059
	8	0	1185	3	0	263	0	0	763	14	2228
	9	0	0	0	0	6	0	0	22	21767	21795
Total (Nº Pixels)	10630	14866	1965	13747	1647	4811	2140	847	22029	72682	

Número de pixels concordantes em cada classe

Classes: 1 = Corpo hídrico; 2 = Cultura agrícola; 3 = Afloramento rochoso; 4 = Floresta; 5 = Mineração; 6 = Pastagem; 7 = Silvicultura; 8 = Solo exposto; 9 = Área urbana.

A partir da matriz de erros da Tabela 1.11 foram obtidos os valores de 93.4% para o índice de acurácia global e de 0,91 para o Coeficiente Kappa. Desta forma, de acordo com Landis & Koch (1977), a acurácia do mapa classificado com relação às amostras de referência foi considerada excelente, não sendo necessária a correção de possíveis falhas no mesmo.

As áreas ocupadas por cada classe de uso e cobertura do solo, obtidas a partir do mapa de UCS, podem ser observadas a seguir (Tabelas 1.12 e 1.13).

Tabela 1.12. Quantificação das classes de Uso e Cobertura do Solo na BCRF.

Classe UCS	Área (km²)	Hectares	Área (%)
Afloramento rochoso	6.88	688	0.05
Área urbana	304.34	30434	2.27
Corpo hídrico	277.41	27741	2.07
Cultura agrícola	153.85	15385	1.15
Floresta	3600.37	360037	26.85
Mineração	9.26	926	0.07
Pastagem	8319.17	831917	62.04
Silvicultura	643.94	64394	4.80
Solo exposto	94.99	9499	0.71
Total	13410.20	1341020	100.00

Tabela 1.13. Quantificação das classes de Uso e Cobertura Solo nas Áreas de drenagem das estações fluviométricas ANA.

AD - Estações ANA	Classes de UCS - Área (%)									
	Af	Urb	Hidr	Agr	FL	Min	Past	Silv	Sol	Total
58030000	0.000	0.01			23.47		73.01	3.38	0.12	100.0
58040000	0.001	0.11			19.44		76.75	3.60	0.09	100.0
58060000		0.01			73.32		26.43	0.24		100.0
58099000	0.004	0.09	3.56		29.97		60.02	6.30	0.07	100.0
58105300	0.004	0.11	3.39		29.59		59.84	6.99	0.08	100.0
58110002	0.004	0.23	3.25		29.22		60.36	6.83	0.11	100.0
58142200		0.20			41.94		56.07	1.76	0.02	100.0
58183000	0.004	2.30	2.49	0.99	27.36	0.09	61.14	5.03	0.59	100.0
58204000	0.004	2.41	2.27	1.21	26.70	0.09	61.74	4.87	0.71	100.0
58218000	0.004	2.48	2.15	1.34	26.26	0.08	61.97	4.94	0.78	100.0
58220000					30.38		68.00	1.57	0.04	100.0
58235100	0.027	2.38	1.95	1.21	26.47	0.07	62.34	4.82	0.74	100.0
Total (BCRF)	0.05	2.27	2.07	1.15	26.85	0.07	62.04	4.8	0.71	100.0

Obs.: Af = Afloramento rochoso; Urb = Área urbana; Hidr = Corpo hídrico; Agr = Cultura agrícola; FL = Floresta; Min = Mineração; Past = Pastagem; Silv = Silvicultura; Sol = Solo exposto.

Observou-se na BCRF a predominância de áreas de pastagem (62%), que representam a matriz paisagística dominante em praticamente toda a bacia do Rio Paraíba do Sul. São áreas onde a vegetação natural primitiva foi substituída por pastagens, predominando a criação de gado leiteiro. Onde o relevo é mais acidentado, boa parte das áreas inseridas nesta classe encontra-se abandonada ou subaproveitada para a pecuária, constituindo-se de cobertura graminóide rala, com ocorrência de processos erosivos acentuados e frequentes queimadas. Estas áreas resultam dos processos históricos de ocupação e dos sistemas agro-econômicos que desencadearam intenso desmatamento da vegetação nativa, levando ao empobrecimento dos solos e ao estabelecimento de graves processos erosivos (CEIVAP, 2006; DANTAS & NETTO, 1996).

As áreas de floresta representam a segunda classe de UCS em área ocupada na BCRF, com 26,8% do total. Estas áreas são compostas de vegetação de porte arbóreo com ocorrência de fitofisionomias da Floresta Estacional Semi-Decidual e Ombrófila em diferentes estágios de desenvolvimento, desde matas inalteradas até áreas de capoeira. Essas áreas correspondem principalmente aos sistemas serranos que compõe os divisores topográficos da BCRF, onde o terreno acidentado associado à alta pluviosidade tornou desfavorável a ocupação e a utilização das terras, e permitiu a preservação de importantes fragmentos de mata atlântica na região, especialmente da floresta ombrófila.

As áreas de reflorestamento (Silvicultura) ocupam uma área significativa na BCRF, com 4,8% do total. Correspondem às áreas destinadas a plantios arbóreos homogêneos, com predomínio de espécies do gênero *Eucalyptus* e, em menor extensão, de *Pinus*, que tem se desenvolvido principalmente sobre áreas de pastagens (CARRIELLO & VICENS, 2011).

As áreas urbanas ocupam uma área correspondente a 2,2% do total da BCRF. Localizam-se majoritariamente ao longo do vale do Rio Paraíba do Sul, formando uma extensa mancha urbana no sentido SO-NE, com elevada concentração populacional e de indústrias, além de superfícies impermeabilizadas devido ao ambiente intensamente construído onde se destacam importantes centros urbanos como São José dos Campos, Taubaté e Jacareí.

Os corpos hídricos identificados na BCRF foram representados em grande parte pelas represas de Paraíbuna (150,6 km²), Jaguari (43,6 km²), Funil (28,6 km²) e

Santa Branca (20,3 km²), correspondendo a cerca de 2% da área total da BCRF. Alguns trechos do Rio Paraíba do Sul e demais corpos hídricos que foram identificados em função da resolução da imagem (30 m) totalizaram 34,7 km².

As culturas agrícolas representaram 1,15% da área total da BCRF e correspondem principalmente a orizicultura irrigada que ocupa as várzeas do Rio Paraíba do Sul. Esta atividade é considerada altamente impactante pelo elevado volume de água utilizado na irrigação assim como pela grande quantidade de nutrientes e defensivos agrícolas que são drenados das lavouras em direção aos corpos de água (ANDRADE *et al.*, 2010).

As áreas de solo exposto apesar de representarem apenas 0,7% da área da BCRF constituem importantes fontes de produção de sedimentos que levam ao assoreamento e eutrofização dos corpos de água, e são formados por atividades de movimentação de terras tanto na agricultura como na construção civil e mineração.

Associado às áreas de solo exposto em geral foram observadas atividades mineradoras na BCRF as quais ocuparam 0,07% da área total da bacia. Estas atividades estão ligadas a extração de areia realizada nas várzeas do Rio Paraíba do Sul, através da formação de cavas inundadas, juntamente com a movimentação e exposição do solo no entorno, constituindo desta forma uma atividade de intenso impacto sobre o solo e os recursos hídricos em geral.

Os afloramentos rochosos representaram a classe de cobertura do solo menos expressiva da BCRF, com apenas 0,05% do total. Localizam-se nas escarpas das serras do Mar e Mantiqueira em pequenos trechos e são compostos principalmente por afloramentos gnáissico-graníticos com alta resistência ao intemperismo.

3.4. Estimativa da carga potencial de N e P gerados por fontes difusas

A partir dos coeficientes médios anuais de exportação de N e P indicados para cada classe de uso do solo e tipo litológico (Tabela 1.5) foi elaborada a Tabela 1.14 com os coeficientes de exportação médios para a BCRF. Através desta foi possível estimar as cargas difusas de nutrientes por pixel na BCRF.

Tabela 1.14. Coeficientes médios de exportação de N e P por cada classe de uso e cobertura do solo na BCRF.

Uso e Cobertura do Solo	Coeficiente médios de exportação (kg.km ⁻² .ano ⁻¹)	
	Nitrogênio (N)	Fósforo (P)
Afloramento rochoso	0	0
Área urbana	500	100
Corpo hídrico	0	0
Cultura agrícola	850	61
Floresta	270	8
Mineração	500	100
Pastagem	475	45
Silvicultura	500	17
Solo exposto	475	45

O modelo de cargas potenciais de exportação de nutrientes de origem difusa por pixel, elaborado a partir dos coeficientes de exportação pode ser observado nas figuras a seguir (figuras 1.10 e 1.11).

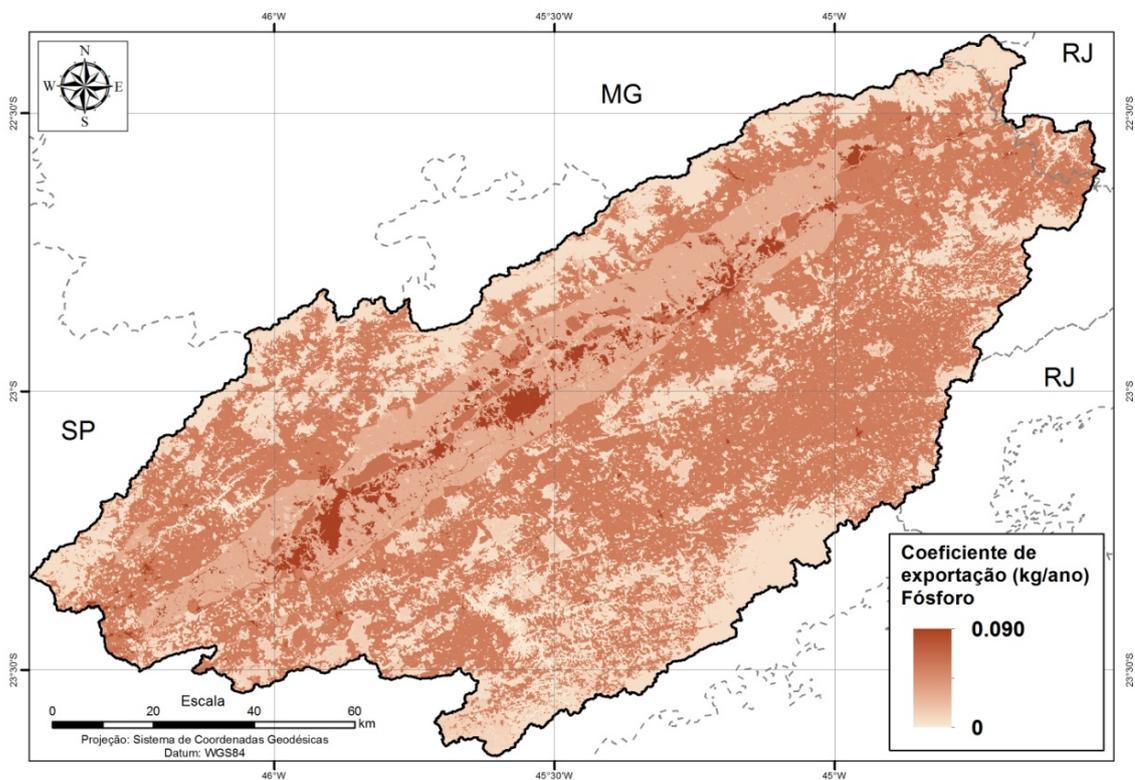


Figura 1.10. Modelo potencial de cargas exportadas de fósforo de origem difusa por pixel.

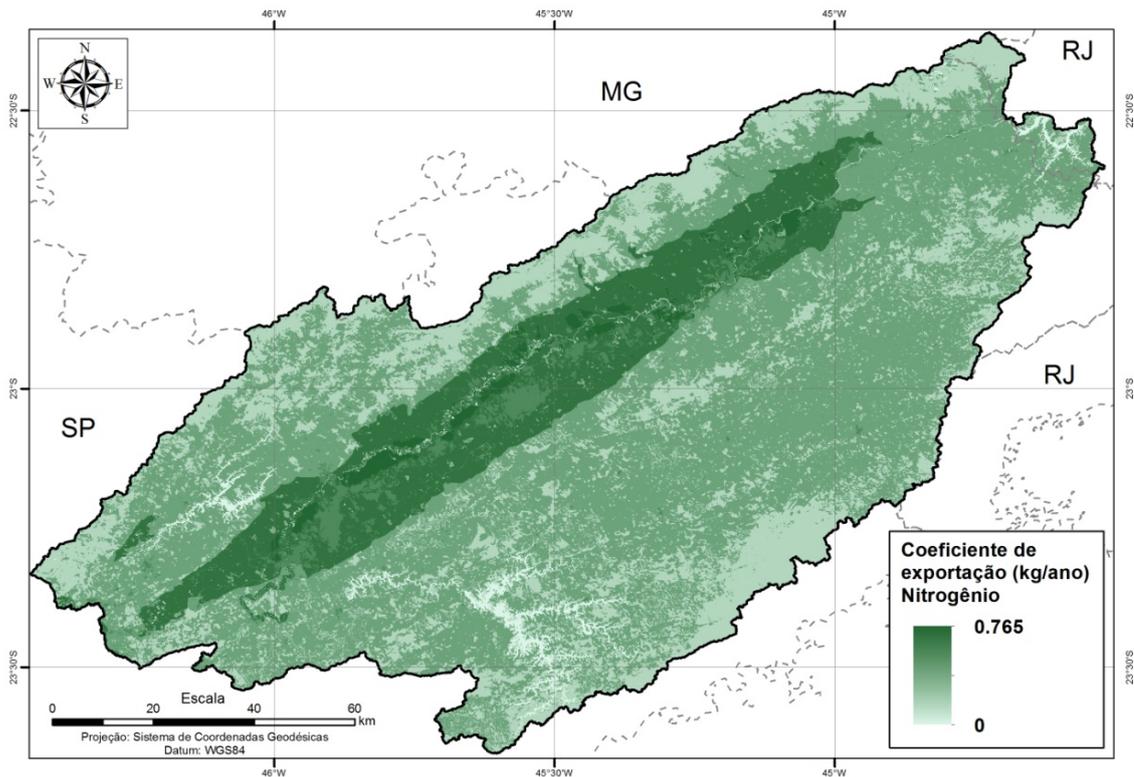


Figura 1.11. Modelo potencial de cargas exportadas de nitrogênio de origem difusa por pixel.

Observa-se que as maiores cargas potenciais de exportação de nutrientes estão concentradas ao longo do vale do rio Paraíba do Sul, devido à intensa ocupação por cultivos irrigados de arroz e de superfícies impermeabilizadas nas áreas urbanas nesta região. É possível notar também que na região ao longo da planície aluvial as cargas potenciais de exportação de nitrogênio são bastante elevadas em razão do substrato geológico sedimentar desta área, o que confere maior potencial de geração de nitrogênio conforme o tipo de uso do solo, segundo proposto por Jorgensen & Vollenweider (1989).

3.5. Modelo Digital de Elevação

O modelo digital de elevação da região de estudo proveniente dos dados SRTM/TOPODATA mostra as características altimétricas do relevo e sua conformação topográfica (Figura 1.12). A região central do Vale do Paraíba paulista se destaca no sentido SO-NE com altitudes em torno de 500 m, seguindo a planície formada pelo rio Paraíba do Sul. Esta região é cercada por regiões de altitudes

elevadas, que podem ultrapassar os 2.000 m, especialmente ao norte, onde se localiza a serra da Mantiqueira, e ao sul correspondente a Serra do Mar. Observa-se que se trata de uma região com características topográficas bastante diferenciadas, que influenciam fortemente os processos climáticos e hidrológicos.

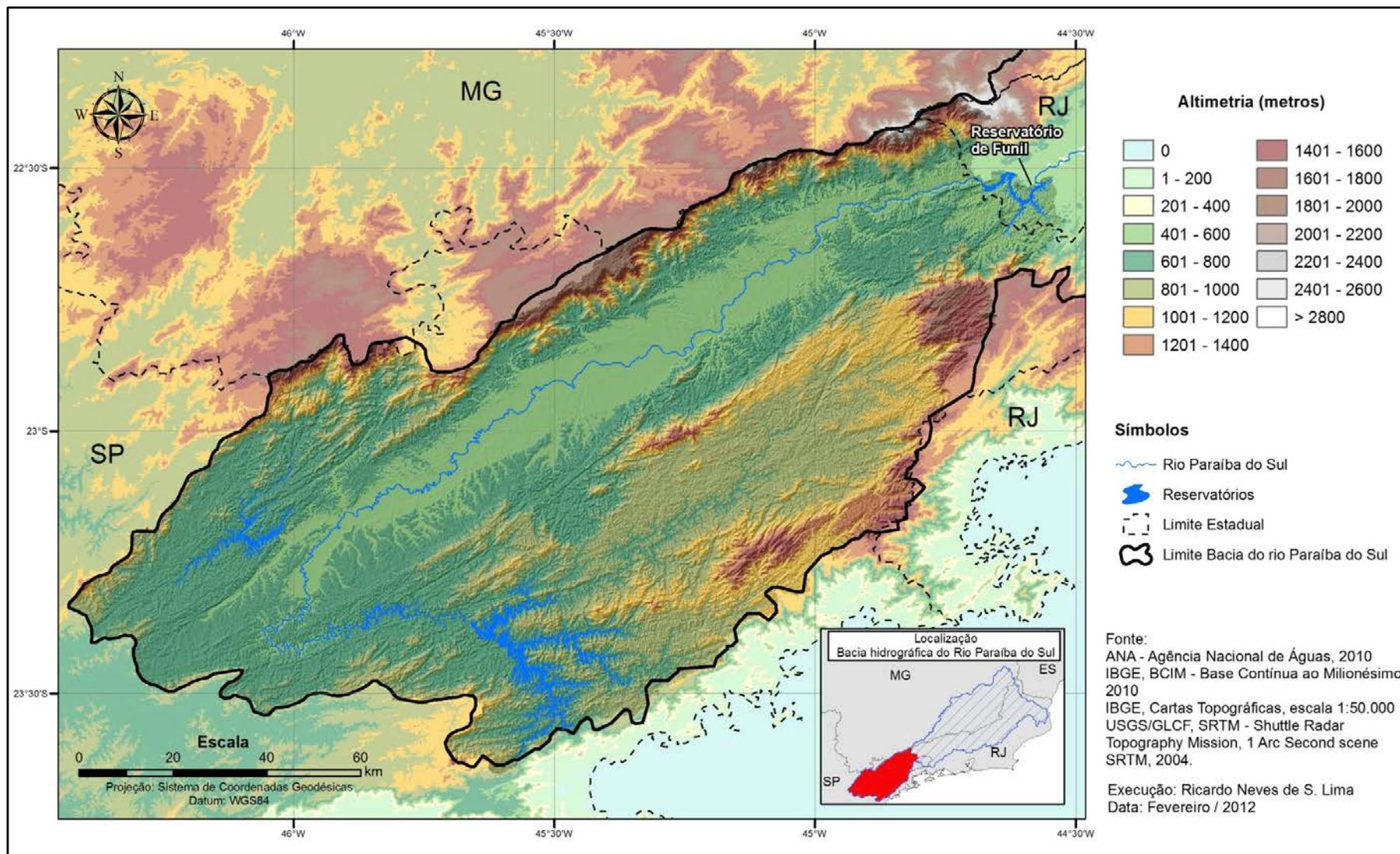


Figura 1.12. Modelo digital de elevação da região do vale do Paraíba paulista e adjacências.

3.6. Modelo de Direção de Fluxo

O modelo de direção de fluxo obtido (Figura 1.13) corresponde a um modelo numérico em que cada pixel indica a direção preferencial do fluxo de água sobre a superfície em função das diferenças altimétricas dadas pelo MDE.

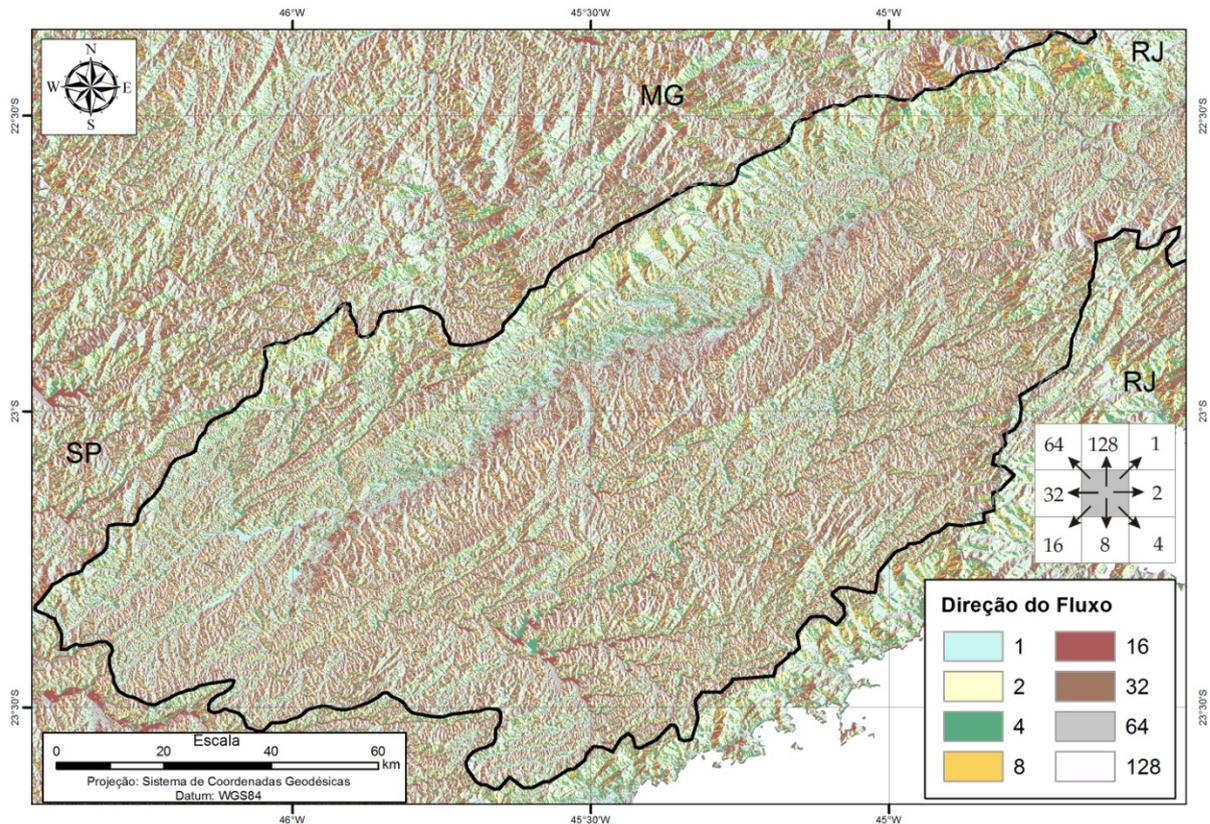


Figura 1.13. Modelo de direção do fluxo superficial obtido a partir do MDE SRTM.

3.7. Limites da BCRF e das sub-bacias hidrográficas

Os limites da BCRF e das áreas de drenagem das estações fluviométricas obtidos a partir modelo de direção de fluxo podem ser observados nos mapas a seguir (Figuras 1.14 e 1.15). A área da BCRF totalizou 13.410,2 km², cerca de 21% da área total da bacia do Rio Paraíba do Sul.

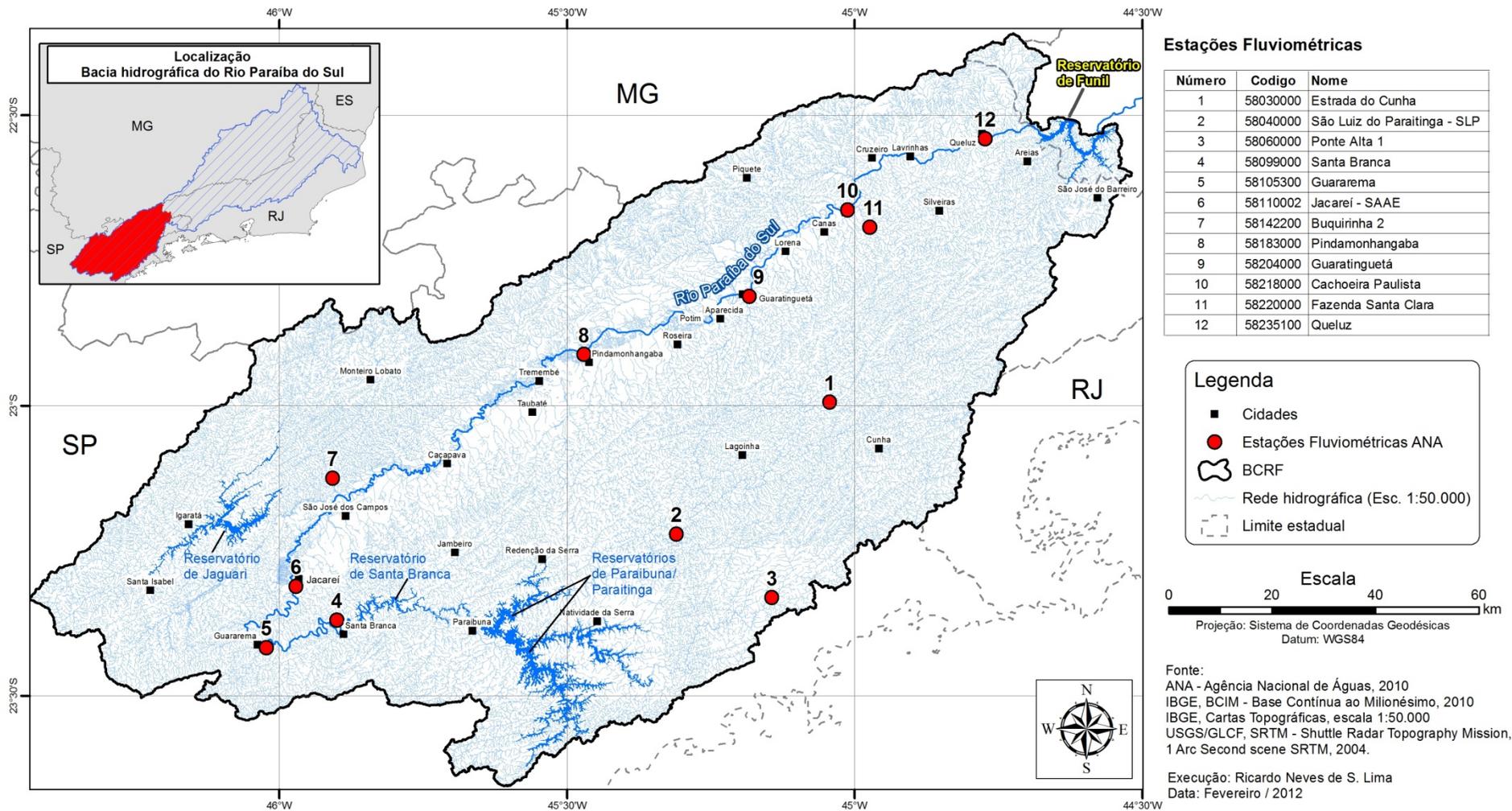


Figura 1.14. Limites da BCRF e localização das estações fluviométricas da Agência Nacional de Águas (ANA).

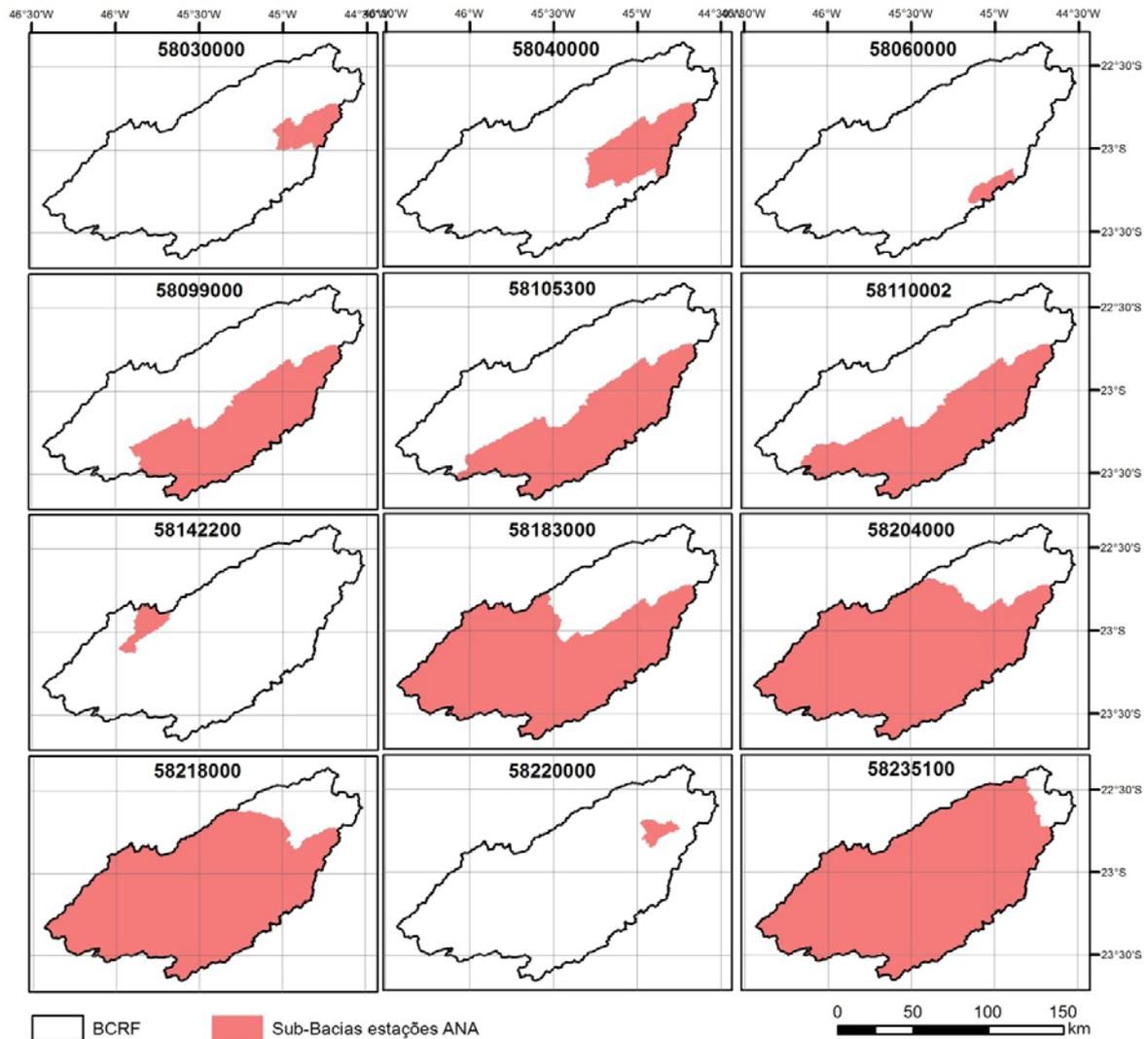


Figura 1. 15. Limites das Áreas de Drenagem (AD) das estações fluviométricas ANA.

3.8. Características hidrológicas na BCRF

A partir da análise das séries de vazões nas 12 estações fluviométricas da ANA utilizadas no estudo, constatou-se a estacionariedade do conjunto de registros fluviométricos em todo o período base considerado.

Na Tabela 1.15 são apresentadas algumas características hidrológicas da BCRF com base na série histórica de registros fluviométricos das estações fluviométricas.

Observa-se que as vazões QMLT (vazão média de longo termo) ultrapassam $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ nas estações localizadas no trecho médio do Rio Paraíba do Sul, próximos ao reservatório de Funil, da mesma forma em que as vazões Q_{95} (vazão com

frequência igual a 95% da curva de permanência) situam-se acima de $80 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ neste trecho. A disponibilidade hídrica na BCRF possui uma forte relação linear com a área de drenagem (AD) para as vazões QMLT e Q_{95} conforme observado na Figura 1.16.

Tabela 1.15. Características hidrológicas nas estações fluviométricas

Cod. Estação	AD (km ²)	Q _{MLT} (m ³ .s ⁻¹)	Q _{Mesp} (L.s ⁻¹ .km ⁻²)	Q ₉₅ (m ³ .s ⁻¹)	Período base	Nº anos
58030000	733.0	13.71	18.70	6.60	1977-2005	28
58040000	1946.8	30.38	15.61	14.12	1988-2005	17
58060000	277.6	8.25	29.72	3.47	1977-2005	28
58099000	4934.0	79.66	16.15	37.61	1977-2005	28
58105300	5202.6	80.60	15.49	35.97	1955-1983	28
58110000	5464.9	89.82	16.43	40.24	1944-1972	28
58142200	406.1	9.35	23.02	4.07	1979-2005	26
58183000	9573.3	156.65	16.36	81.45	1977-2005	28
58204000	10746.3	157.70	14.67	88.04	1988-2005	17
58218000	11469.7	191.16	16.67	115.35	1988-2001	13
58220000	233.7	3.79	16.21	1.61	1977-2005	28
58235100	12760.5	194.72	15.26	108.49	1977-2004	27

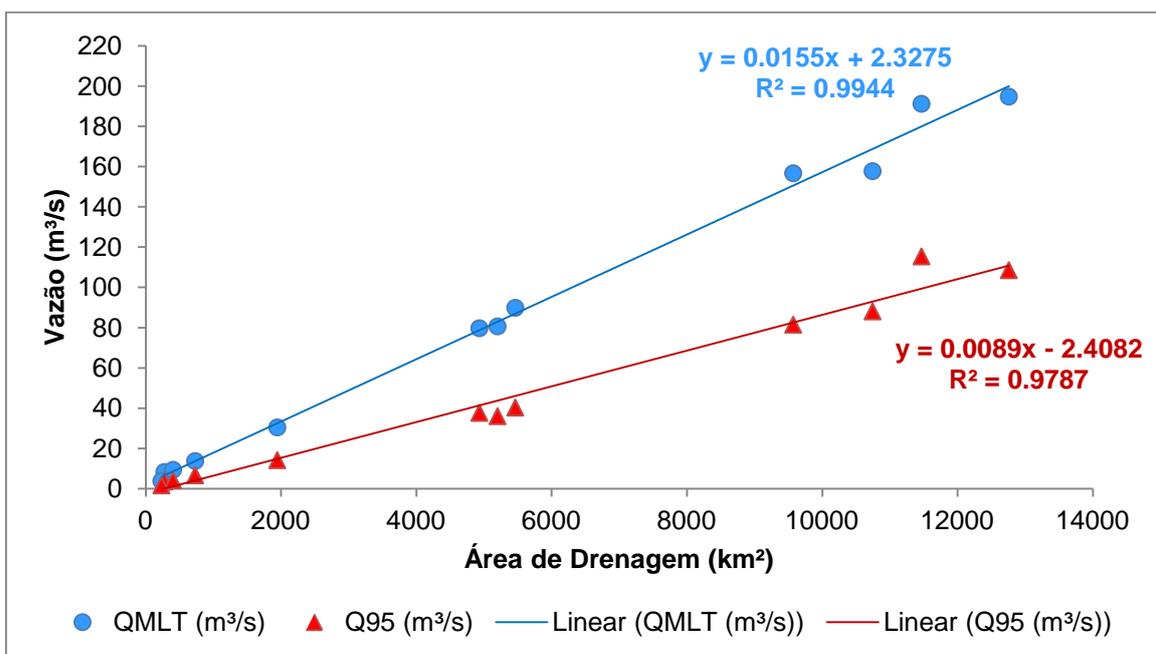


Figura 1.16. Relação entre vazão (QMLT e Q95%) e área de drenagem na BCRF.

Com relação às vazões médias específicas (Q_{Mesp}) observa-se que na estação mais próxima ao reservatório de Funil (58235100), cuja área inclui as demais áreas de drenagem, a vazão específica média foi de $15,26 \text{ L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$. As maiores vazões específicas foram observadas nas estações 58060000 e 58142200, com $29,7 \text{ L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$ e $23,0 \text{ L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$ respectivamente, onde os volumes anuais médios de precipitação são mais elevados, enquanto as menores vazões específicas foram observadas na estação 58204000, com $14,6 \text{ L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$.

3.9. Precipitação média anual na BCRF

A partir da interpolação das isoietas médias anuais do período de 1977-2006 adquiridas através do Atlas Pluviométrico do Brasil (Figura 1.17) pode-se observar a distribuição espacial das chuvas na BCRF. As maiores precipitações tendem a ocorrer próximo aos divisores topográficos da bacia, como resultado do fator orográfico na sua distribuição. A extração das médias anuais de precipitação em cada área de drenagem pode ser observada na Tabela 1.16, juntamente com os valores de vazão média de longo termo convertido para mm.ano^{-1} .

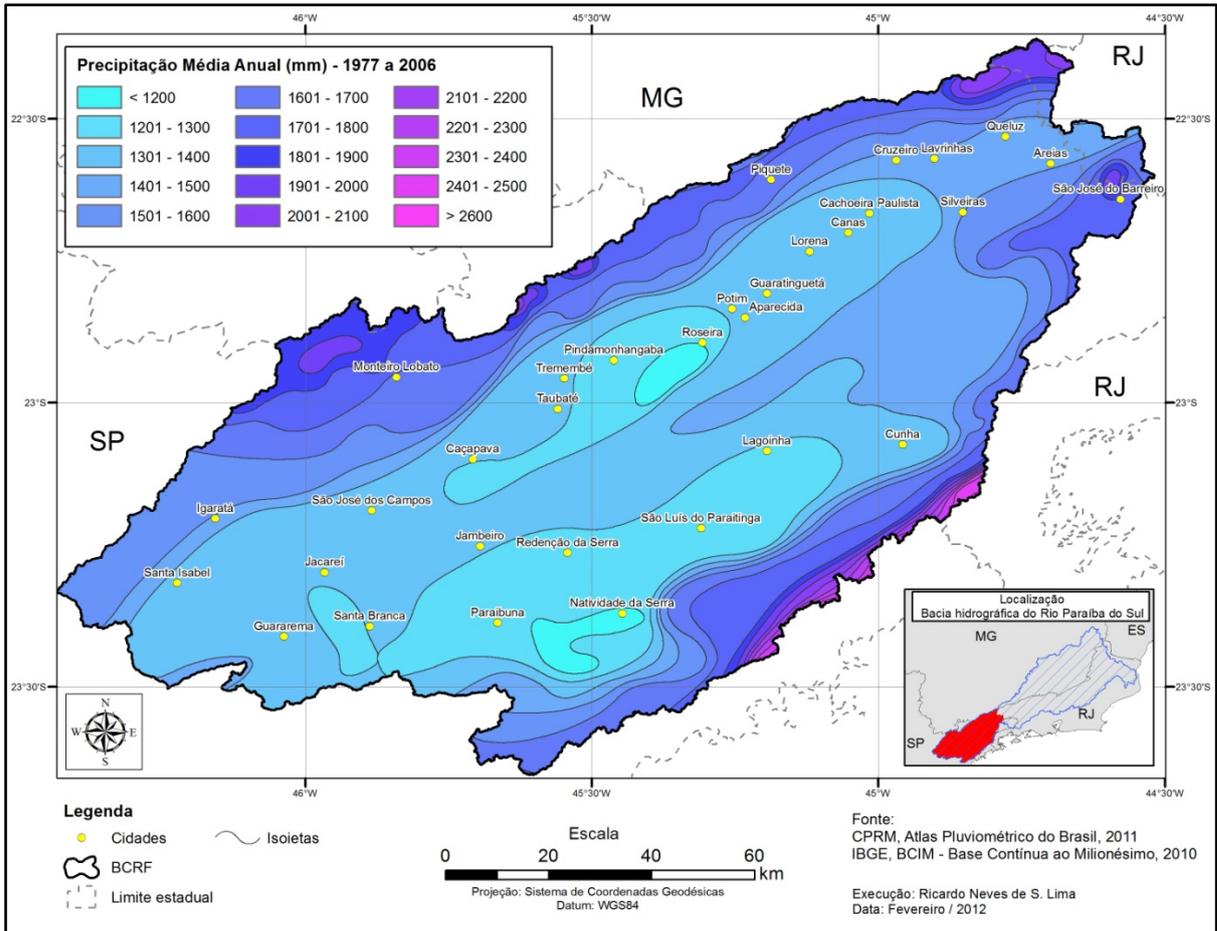


Figura 1.17. Precipitação média anual na BCRF.

Tabela 1.16. Vazão e chuva média de longo termo por área de drenagem.

AD - Estação Fluviométrica - ANA	Vazão QMLT (mm.ano ⁻¹)	Precipitação média anual (mm.ano ⁻¹)
58030000	589.72	1477.26
58040000	492.13	1434.11
58060000	937.29	1848.34
58099000	509.15	1442.29
58105300	488.57	1435.44
58110000	518.29	1431.01
58142200	725.84	1688.88
58183000	516.04	1449.21
58204000	462.79	1443.21
58218000	525.60	1443.58
58220000	511.24	1472.25
58235100	481.23	1453.42

3.10. Modelo Chuva-Vazão

A função de regressão linear, estabelecida entre a chuva e a vazão nas áreas de drenagem das estações fluviométricas, apresentou o melhor ajuste dentre as demais funções, conforme observado na Figura 1.18, apesar de todas terem apresentado elevada significância ($p < 0,01$).

Baseado no resultado da análise de regressão estatística, o modelo linear que melhor aproxima a relação entre chuva e vazão na BCRF é apresentada na equação 1.13:

$$Q = 1,030 * P - 983,59 \quad (1.13)$$

onde:

Q = vazão média (mm.ano^{-1});

P = precipitação média (mm.ano^{-1}).

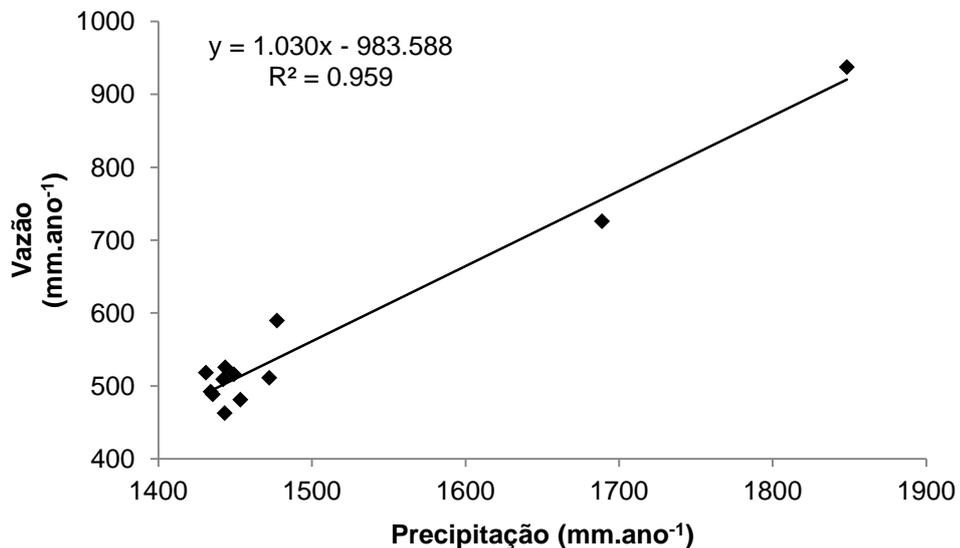


Figura 1.18. Modelo de regressão linear para a relação chuva-vazão e respectivo ajuste.

3.11. Modelo de vazões distribuídas na BCRF

A equação obtida com a regressão linear entre chuva e vazão na BCRF foi aplicada sobre o mapa de precipitação (figura 1.17) e obtido o plano de informação da vazão média de longo termo distribuída por pixel (figura 1.19).

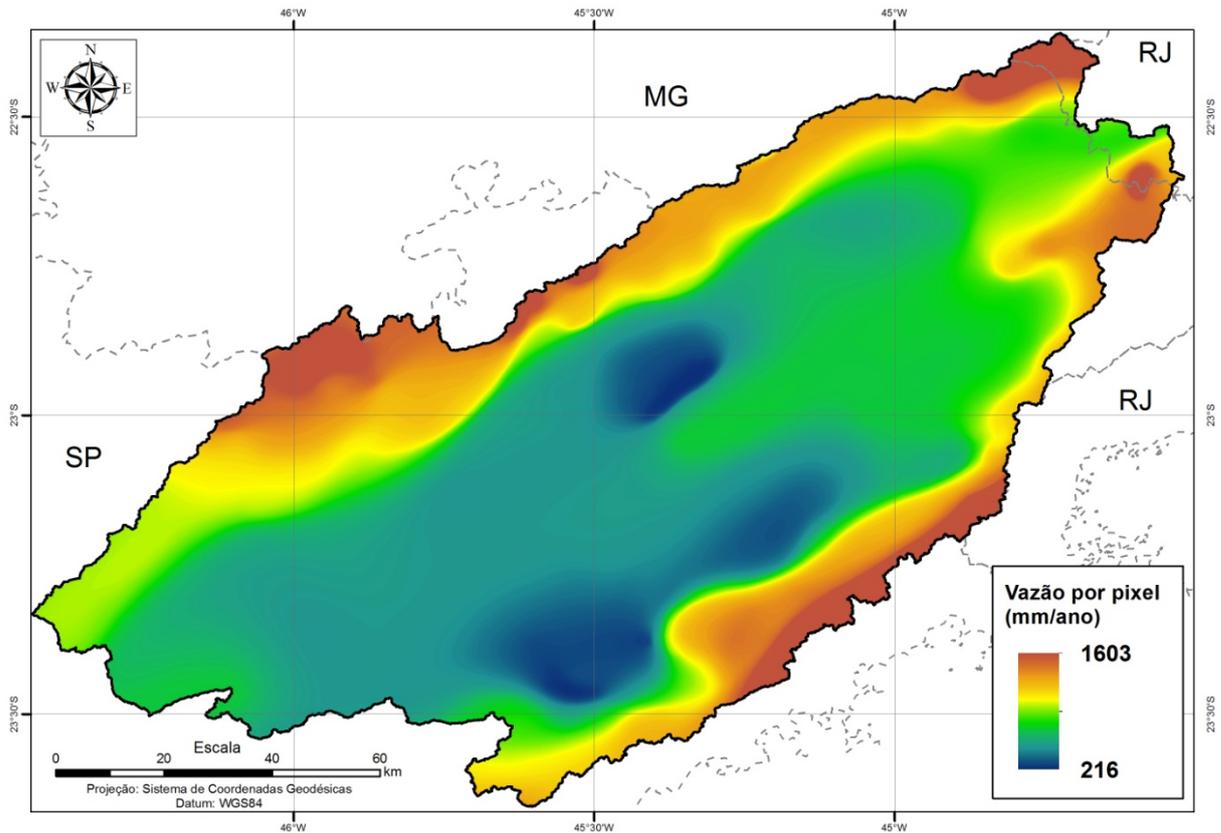


Figura 1.19. Vazão média de longo termo distribuída por pixel na BCRF.

Finalmente gerou-se o modelo de fluxo acumulado das vazões médias de longo termo (QMLT) em $\text{m}^3.\text{ano}^{-1}$ (Figura 1.20) a partir do cálculo do fluxo acumulado ponderado. Desta forma foi possível contabilizar os pixels que contribuem para o escoamento em cada ponto da bacia, somando suas vazões estimadas em cada pixel, o que resultou na informação do volume acumulado escoado anualmente ($\text{m}^3.\text{ano}^{-1}$).

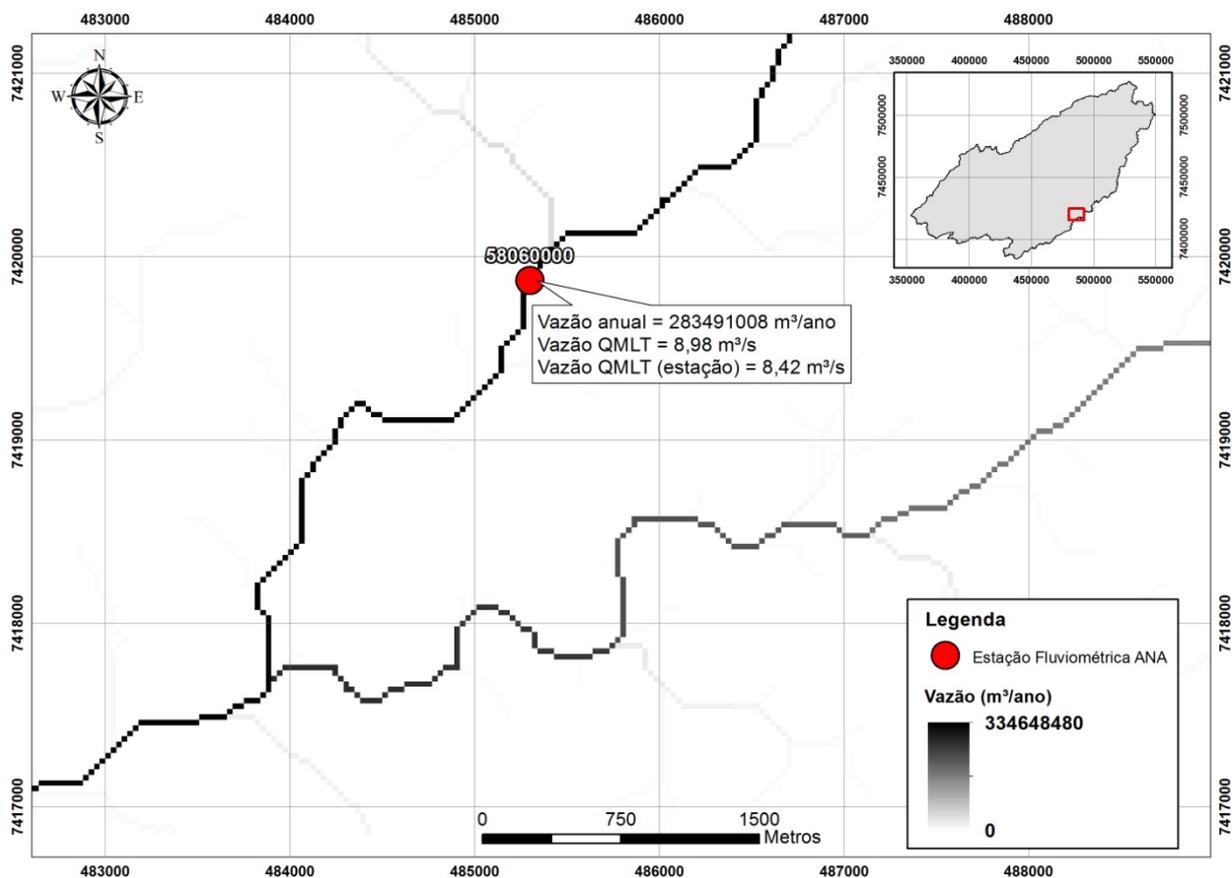


Figura 1.20. Detalhe do modelo de fluxo escoado acumulado ($\text{m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$).

Na tabela 1.17 são apresentados os desvios entre as vazões obtidas com o modelo acumulado de vazões e as vazões médias de longo termo observadas nas estações fluviométricas. Observa-se que o maior desvio absoluto foi de 20,7% na estação 58204000, localizada no rio Paraíba do Sul, próximo à cidade de Guaratinguetá, sendo que na média os desvios absolutos situaram-se em 11,18 %, demonstrando o bom desempenho do modelo.

Tabela 1.17. Comparação entre as vazões observadas nas estações fluviométricas e as estimadas a partir do modelo de acumulação de vazões.

Estação Fluviométrica - ANA	Vazão QMLT observada (m³.s⁻¹)	Vazão QMLT simulada (m³.s⁻¹)	Desvio (m³.s⁻¹)	Desvio absoluto (%)
58030000	13,71	13,90	0.19	1,38
58040000	30,38	33,85	3.47	11,42
58060000	8,25	8,99	0.74	8,96
58099000	79,66	87,22	7.56	9,49
58105300	80,60	90,65	10.04	12,46
58110000	89,82	94,37	4.55	5,07
58142200	9,35	10,58	1.23	13,19
58183000	156,65	171,69	15.04	9,60
58204000	157,70	190,37	32.67	20,72
58218000	191,16	203,61	12.45	6,51
58220000	3,79	4,43	0.64	16,92
58235100	194,72	230,73	36.01	18,49

3.12. Modelo distribuído de nutrientes na BCRF

3.12.1. Modelo de cargas acumuladas de nutrientes por fontes pontuais e difusas.

A combinação dos planos de informação de direção do fluxo do escoamento superficial (Figura 1.13) e das cargas de exportação de nutrientes (Figuras 1.7, 1.8, 1.10 e 1.11), através da aplicação do algoritmo de fluxo acumulado ponderado, permitiu a quantificação da carga acumulada de nitrogênio e fósforo (em kg.ano⁻¹) de origem pontual e difusa em cada pixel no sentido do escoamento superficial.

Nas tabelas 1.18 e 1.19 pode-se observar o total anual das cargas simuladas de N e P em cada estação fluviométrica.

Tabela 1.18. Carga acumulada estimada de origem doméstica (pontual) em cada estação fluviométrica.

Estação Fluviométrica - ANA	Carga pontual (kg.ano ⁻¹)	
	Nitrogênio (N)	Fósforo (P)
58030000	17354	6636
58040000	93801	35849
58060000	4775	1826
58099000	226405	86825
58105300	283996	108845
58110002	454604	174031
58142200	34023	13027
58183000	4638897	1765850
58204000	5235365	1993373
58218000	5615131	2138330
58220000	3972	1520
58235100	6036567	2299511
Total (BCRF)	6084096	2317769

Tabela 1.19. Cargas difusas estimadas de N e P na BCRF.

Estação Fluviométrica - ANA	Carga difusa (kg.ano ⁻¹)		Carga difusa específica (kg.ano ⁻¹ .km ⁻²)	
	Nitrogênio (N)	Fósforo (P)	Nitrogênio (N)	Fósforo (P)
58030000	258674	25218	352.9	34.4
58040000	703050	70090	361.1	36.0
58060000	70181	4250	252.8	15.3
58099000	1605745	143839	325.4	29.2
58105300	1703399	151770	327.4	29.2
58110002	1806248	160442	330.5	29.4
58142200	128349	11198	316.0	27.6
58183000	3491934	292656	364.8	30.6
58204000	4015949	328673	373.7	30.6
58218000	4336889	351421	378.1	30.6
58220000	79274	7531	339.3	32.2
58235100	4803153	391737	376.4	30.7
Total (BCRF)	5009374	410074	373.5	30.6

As maiores cargas estimadas de origem pontual foram obtidas nas estações com maior área de drenagem, em função da maior contingente populacional, assim como da maior densidade demográfica. Na BCRF a carga pontual calculada de Nitrogênio (N) e Fósforo (P) totalizou 6.084.096 kg.ano⁻¹ e 2.317.769 kg.ano⁻¹, respectivamente, enquanto as cargas de origem difusa totalizaram 5.080.494 kg.ano⁻¹ de Nitrogênio (N) e 410.074 kg.ano⁻¹ de Fósforo (P).

A carga difusa específica de N e P na BCRF foi de 373,5 e 30,6 kg.ano⁻¹.km⁻² respectivamente, refletindo a produtividade estimada de nutrientes originados de fontes difusas na bacia. O trecho com maior produtividade de nitrogênio de origem difusa correspondeu a AD 58218000 com 378 kg.ano⁻¹.km⁻², que foi influenciado possivelmente pela maior predominância de áreas ocupadas por pastagens (62%) assim como da maior proporção de áreas cobertas por culturas agrícolas (1,34%) e áreas urbanas (2,48%), em comparação com as demais áreas de drenagem. Com relação ao fósforo o trecho com maior produtividade foi a AD 58040000, com 36 kg.ano⁻¹.km⁻², resultante possivelmente da elevada proporção de sua área ocupada por pastagens (76,7%) em detrimento das áreas florestais (19,4%).

Por outro lado a AD 58060000 apresentou a maior proporção de área coberta por florestas (73,3%), o que resultou na menor produtividade de nutrientes por poluição difusa, com 252,8 kg.ano⁻¹.km⁻² e 15,3 kg.ano⁻¹.km⁻² de N e P, respectivamente.

Através do somatório dos modelos de cargas potenciais acumuladas de nutrientes de origem pontual e não pontual (difusas), estimadas para o período de um ano, foram obtidas uma carga potencial total de 11.093.470 kg de Nitrogênio e 2.727.843 kg de Fósforo na BCRF. Os modelos de cargas totais acumuladas de nutrientes na rede de drenagem da BCRF são apresentados nas figuras 1.21 e 1.22. Observa-se que as maiores cargas ocorrem no rio Paraíba do Sul, por ser o principal corpo receptor de poluentes da bacia, porém nota-se que alguns cursos de água de menor porte também apresentaram elevada carga de poluentes, principalmente aqueles localizados nas regiões de São José dos Campos e Taubaté, pois atravessam áreas intensamente urbanizadas e áreas de agricultura irrigada.

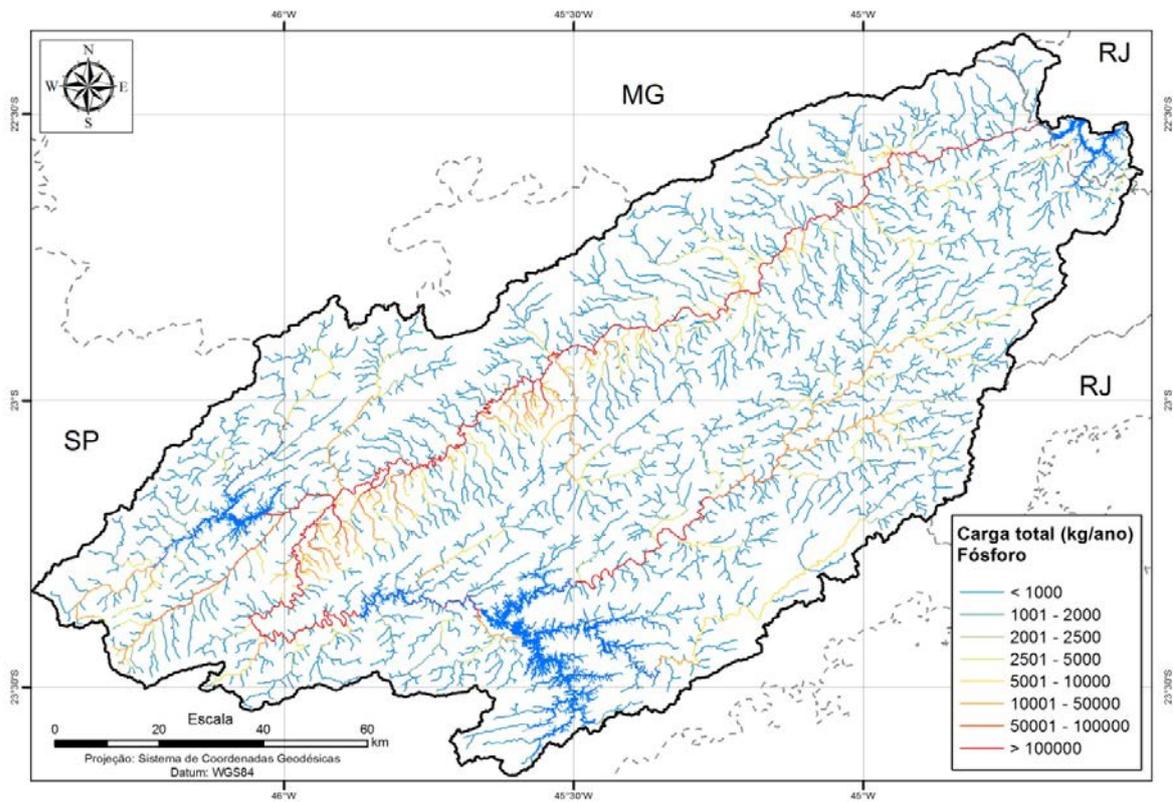


Figura 1.21. Cargas totais acumuladas de Fósforo na rede de drenagem da BCRF.

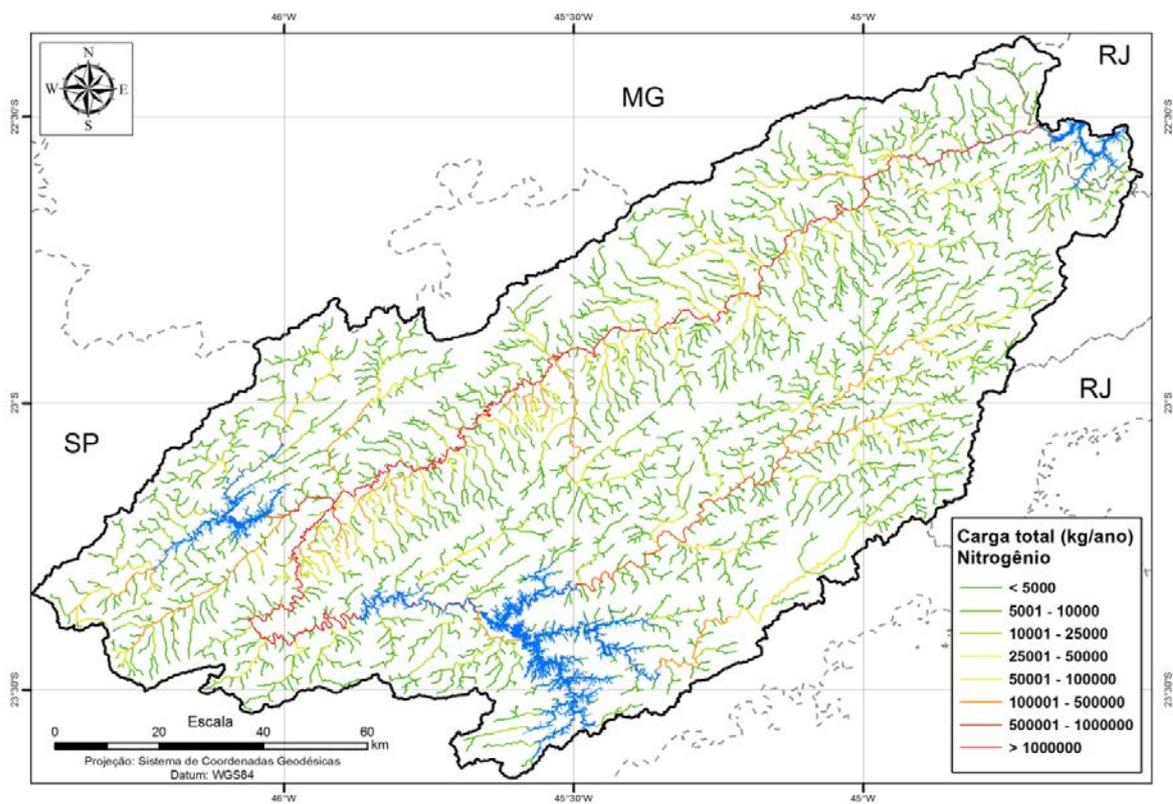


Figura 1.22. Cargas totais acumuladas de Nitrogênio na rede de drenagem da BCRF.

As cargas totais acumuladas de N e P nas estações fluviométricas podem ser observadas na tabela 1.20.

Tabela 1.20. Cargas totais acumuladas de N e P nas estações fluviométricas

Estação Fluviométrica - ANA	Carga Total (kg.ano ⁻¹)		Carga total específica (kg.ano ⁻¹ .km ⁻²)	
	Nitrogênio (N)	Fósforo (P)	Nitrogênio (N)	Fósforo (P)
58030000	276028	31854	376.6	43.5
58040000	796851	105939	409.3	54.4
58060000	74957	6076	270.0	21.9
58099000	1832150	230664	371.3	46.7
58105300	1987395	260615	382.0	50.1
58110002	2260852	334473	413.7	61.2
58142200	162373	24225	399.8	59.6
58183000	8130831	2058505	849.3	215.0
58204000	9251315	2322046	860.9	216.1
58218000	9952020	2489751	867.7	217.1
58220000	83246	9051	356.3	38.7
58235100	10839720	2691247	849.5	210.9
Total (BCRF)	11093470	2727843	827.2	203.4

A maior produtividade de nutrientes estimada na BCRF foi observada no trecho correspondente a AD da estação 58218000, com 867,7 kg.ano⁻¹.km⁻² de Nitrogênio e 217,1 kg.ano⁻¹.km⁻² de Fósforo. Este trecho, a montante da cidade de Cachoeira Paulista, apresenta a maior densidade demográfica da BCRF, com 168 hab./km², devido ao elevado grau de urbanização de cidades como São José dos Campos, Taubaté e Jacareí, que juntos somam mais de 1.100.000 habitantes, o que favorece o maior aporte de nutrientes via esgoto sanitário nesta área. Além disso, de acordo com a quantificação dos tipos de uso e cobertura do solo, observa-se que esta área da BCRF apresenta a maior proporção de áreas ocupadas por culturas agrícolas e de superfícies urbanizadas, com 2,15% e 1,34% do total, respectivamente, o que acarreta em um elevado aporte de nutrientes para os corpos hídricos através do escoamento superficial.

Por outro lado a menor produtividade de nutrientes foi observada no trecho correspondente a AD da estação 58060000, com 270 kg.ano⁻¹.km⁻² de Nitrogênio e 21,9 kg.ano⁻¹.km⁻² de fósforo. Esta área é abrangida em grande parte pelo Parque Estadual da Serra do Mar e onde mais de 73% da área é coberta por floresta

atlântica do tipo Ombrófila Montana (SÃO PAULO, 2008). Tal característica, típica ambientes com baixo grau de intervenção antrópica, permite um menor aporte de nutrientes por escoamento superficial, visto que em ecossistemas de florestas tropicais ocorre uma intensa ciclagem de nutrientes os quais ficam incorporados à biomassa florestal. As raízes destas florestas também funcionam como agentes de estabilização do terreno, impedindo a instalação de processos erosivos e a perda de nutrientes das camadas superficiais do solo. Além disso, neste trecho da BCRF ocorre a menor taxa de ocupação em virtude da baixa densidade demográfica da área, que é de cerca de 5 hab./km², o que favorece uma baixa contribuição de nutrientes por fontes pontuais.

A estimativa da carga total de nitrogênio na BCRF indicou que 54,8% foram de origem pontual e 45,2% de origem difusa, enquanto que da carga total de fósforo 84,9% foram de origem pontual e 15,0% de origem difusa. Com relação aos diferentes trechos da BCRF, definidos pelas áreas de drenagem das estações fluviométricas, observou-se que a proporção entre os nutrientes de origem pontual e difusa foi variada, sendo que a carga potencial estimada de Nitrogênio na maioria dos trechos foi proveniente de fontes difusas, enquanto que para o Fósforo esta proporção apresentou maior tendência para as fontes pontuais (Figuras 1.23 e 1.24).

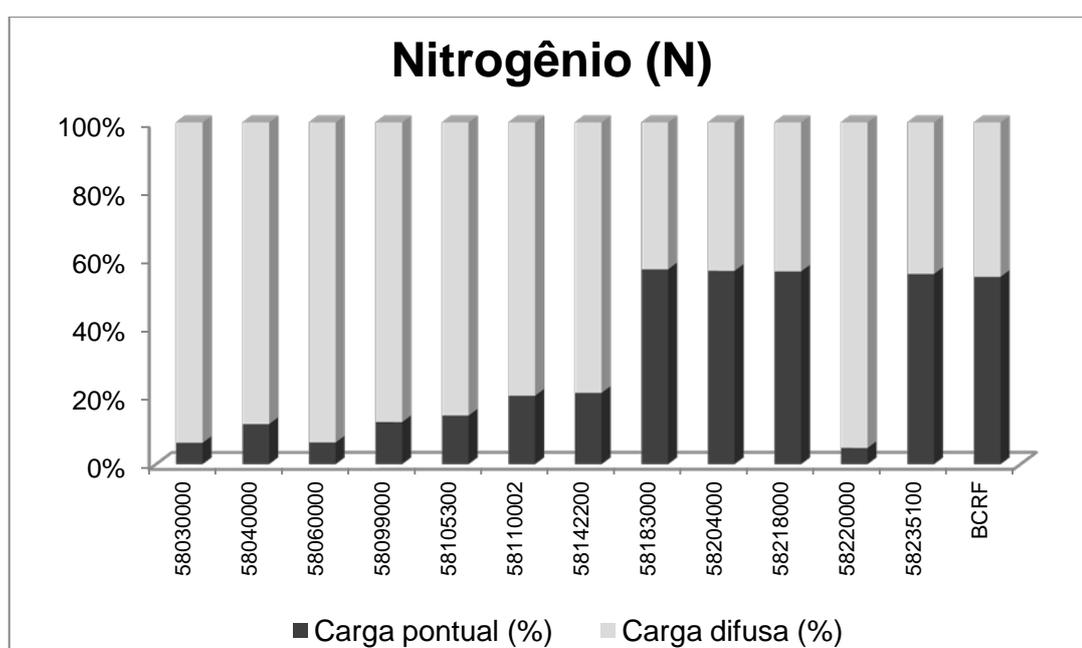


Figura 1.23. Proporção entre as cargas de origem pontual e difusa de Nitrogênio nos diferentes trechos da BCRF.

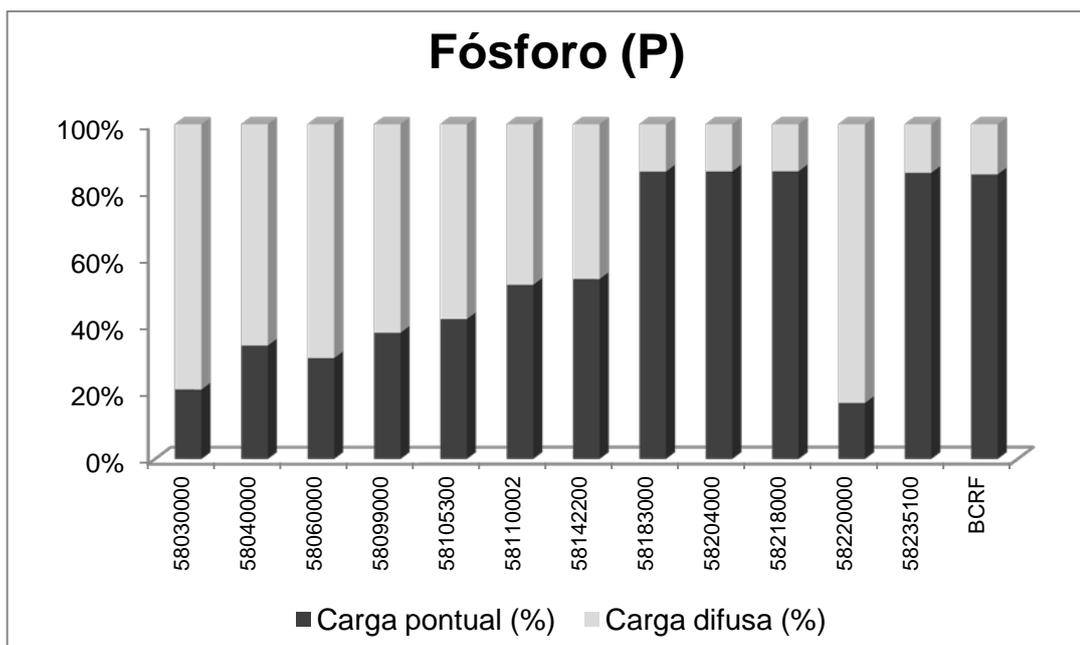


Figura 1.24. Proporção entre as cargas de origem pontual e difusa de Fósforo nos diferentes trechos da BCRF.

Observa-se que a contribuição das cargas totais de nitrogênio de origem difusa na BCRF foram altamente significativas, correspondendo a quase metade da carga total. Este fato indica que apesar do elevado grau de urbanização desta região, uma parcela considerável do processo de eutrofização dos corpos hídricos na BCRF pode estar relacionada aos tipos de cobertura e manejo do solo, especialmente nas áreas rurais e de cultura intensiva. Já com relação ao fósforo percebe-se que a contribuição predominante é proveniente de fontes pontuais, como os esgotos domésticos, onde os compostos fosfatados inorgânicos originam-se principalmente dos detergentes e demais produtos químicos domésticos enquanto os compostos fosfatados orgânicos tem sua origem vinculada aos dejetos fisiológicos da população residente (VON SPERLING, 2005).

O trecho da BCRF com maior contribuição por fontes difusas na carga de N e P corresponde à área de drenagem da estação 58220000, com 95,2% da carga total de nitrogênio e 83,2% da carga total de fósforo. A cobertura do solo nesta área é predominantemente formada por pastagens (68%), com um contingente populacional restrito (1577 habitantes), baixa densidade demográfica (6,75 hab./km²) e onde a população residente é inteiramente rural, o que resulta em uma baixa participação de efluentes sanitários (fontes pontuais) na carga total de nutrientes gerados nesta área.

A região com maior contribuição por efluentes sanitários (fontes pontuais) na carga total estimada de N e P corresponde às áreas de drenagem das estações localizadas no rio Paraíba do Sul (58183000, 58204000, 58218000 e 58235100) as quais abrangem o trecho entre São José dos Campos e Queluz. Nesta região a população é predominantemente urbana, com elevada densidade demográfica, o que resulta em uma intensa descarga de efluentes sanitários de origem doméstica que contribuem para a poluição do rio Paraíba do Sul neste trecho.

3.12.2. Modelo de concentração média estimada de Nitrogênio e Fósforo na BCRF

A concentração média de nutrientes na BCRF (em mg.L^{-1}) foi obtida através do modelo da concentração de Nitrogênio e Fósforo (Figuras 1.25 e 1.26). Este modelo resultou da combinação do modelo de cargas totais acumuladas de N e P (em kg.ano^{-1}) e do modelo de fluxo acumulado das vazões médias (em m^3/ano) através da equação 1.9.

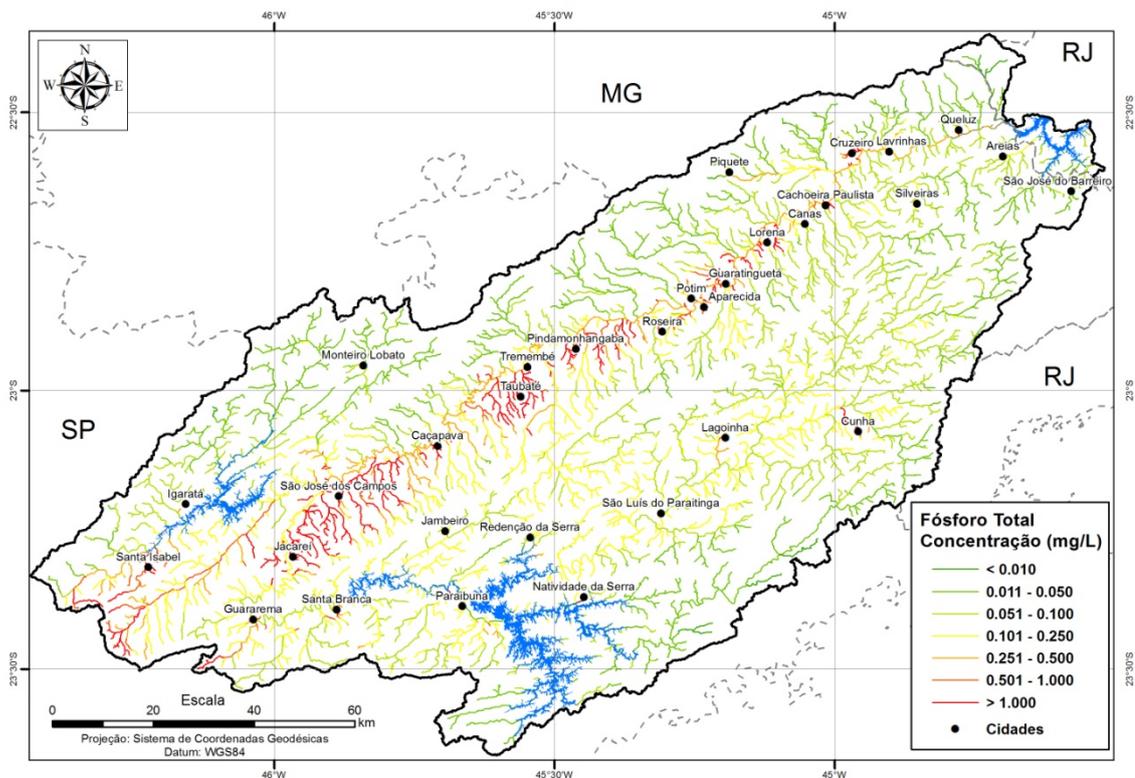


Figura 1.25. Modelo da concentração média estimada de Fósforo Total na rede de drenagem da BCRF (mg.L^{-1}).

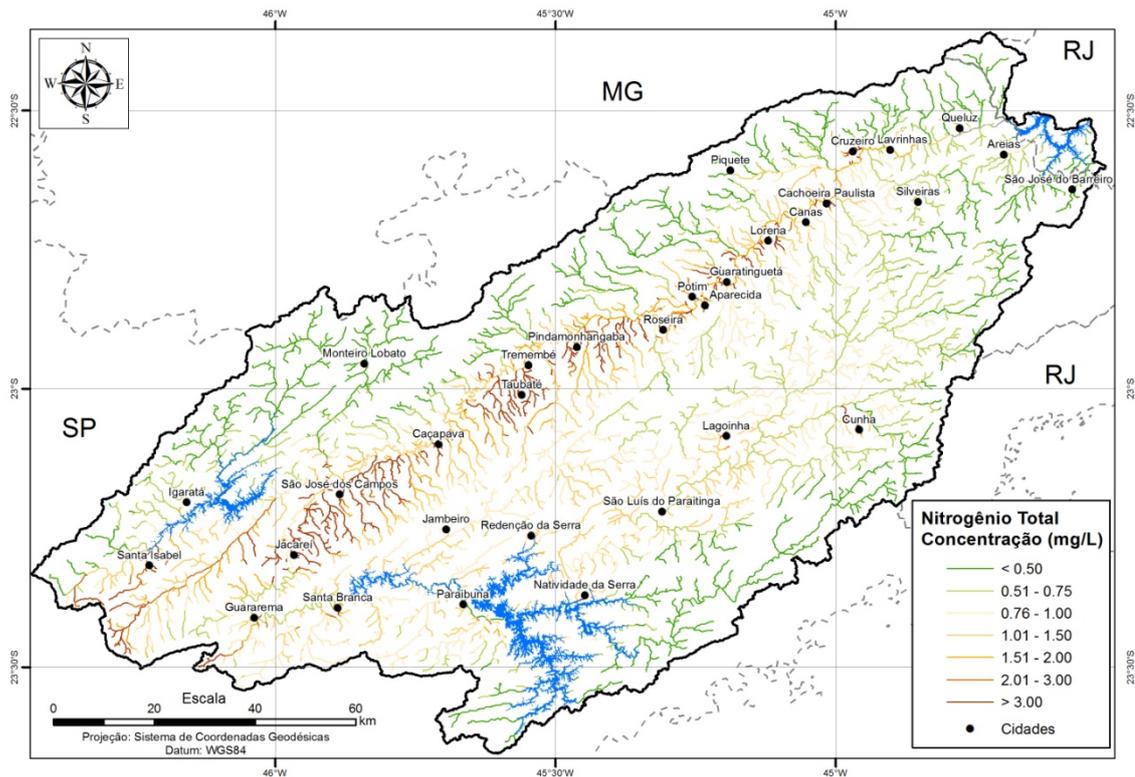


Figura 1.26. Modelo da concentração média estimada de Nitrogênio Total na rede de drenagem da BCRF ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

A concentração de nutrientes nos corpos de água da bacia, estimada pelo modelo distribuído, demonstra haver uma forte pressão sobre a qualidade das águas e que ocorre de forma concentrada no trecho central da bacia ao longo do rio Paraíba do Sul, especialmente entre Jacareí e Cachoeira Paulista. Além do elevado grau de urbanização neste trecho os cultivos de arroz irrigado e a mineração são importantes fatores de degradação da qualidade das águas superficiais.

Nota-se nos tributários da margem direita do rio Paraíba do Sul ao longo deste trecho as maiores concentrações de nutrientes, e que devido às baixas vazões estimadas apresentam menor capacidade de diluição dos poluentes, o que representa uma grande vulnerabilidade destes sistemas frente as cargas domésticas e agrícolas que recebem anualmente. As regiões das serras do Mar e da Mantiqueira ao sul e norte da bacia abrigam importantes remanescentes florestais que favorecem a manutenção da qualidade das águas, e especialmente nos tributários da margem esquerda do rio Paraíba do Sul ocorrem as menores concentrações de nutrientes, em razão da baixa ocupação e da maior proporção de cobertura vegetal.

A concentração média anual de N e P estimadas nas estações fluviométricas pode ser observada na Tabela 1.21.

Tabela 1.21. Concentrações médias simuladas de N e P nas estações fluviométricas.

Estação Fluviométrica - ANA	Concentração média anual simulada (mg.L ⁻¹)	
	Nitrogênio (N)	Fósforo (P)
58030000	0.631	0.073
58040000	0.747	0.099
58060000	0.265	0.021
58099000	0.667	0.084
58105300	0.696	0.091
58110002	0.761	0.113
58142200	0.464	0.068
58183000	1.501	0.380
58204000	1.542	0.387
58218000	1.554	0.389
58220000	0.600	0.065
58235100	1.490	0.370

As maiores concentrações estimadas tanto de nitrogênio quanto de fósforo foram observadas na estação 58218000, com uma concentração média anual de 1,55 mg.L⁻¹ de nitrogênio e 0,39 mg.L⁻¹ de fósforo, enquanto as menores concentrações foram obtidas na estação 58060000, com 0,265 mg.L⁻¹ de nitrogênio e 0,021 mg.L⁻¹ de fósforo.

De acordo com os padrões de qualidade estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005 e o enquadramento dos corpos de água da bacia do rio Paraíba do Sul no estado de São Paulo, definido pelo Decreto Estadual 10.755/1977 (SÃO PAULO, 1975), as concentrações médias estimadas de fósforo estariam acima do limite estabelecido para as águas da classe II (0,10 mg.L⁻¹) em quase metade dos cursos de água da bacia (Figura 1.27), especialmente no trecho mais urbanizado. Este resultado também pode ser verificado nas estações fluviométricas (Tabela 1.22).

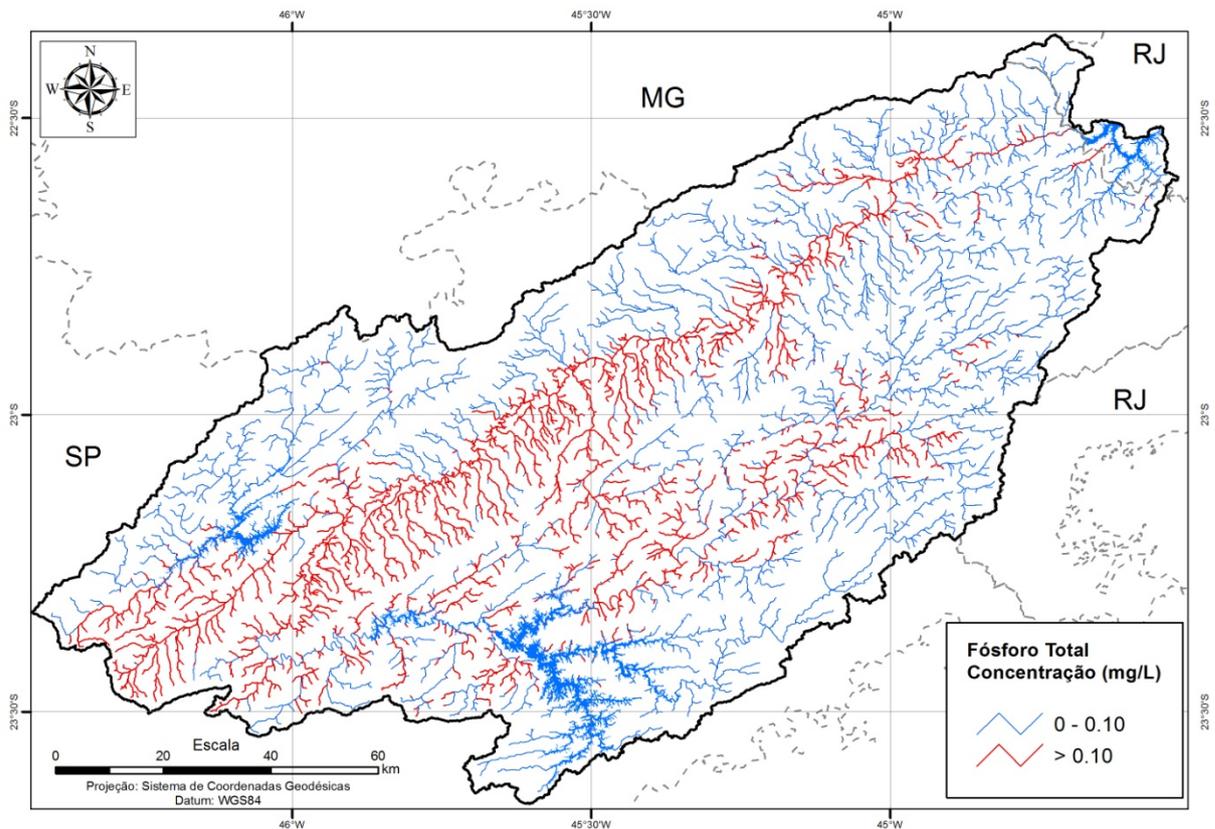


Figura 1.27. Concentração de fósforo total estimado nos cursos de água da BCRF em comparação com os limites estabelecidos para a classe II, segundo a Resolução CONAMA 357/05.

Tabela 1. 22. Comparação entre as concentrações de fósforo simuladas com os limites da Resolução CONAMA 357/05.

AD - Estação Fluviométrica - ANA	Enquadramento (Dec. 10.755/1977)	Limite máximo (CONAMA 357/05) – mg.L ⁻¹	Concentração média simulada (mg.L ⁻¹)
58030000	Classe 1	0.1	0.07
58040000	Classe 1	0.1	0.10
58060000	Classe 1	0.1	0.02
58099000	Classe 2	0.1	0.08
58105300	Classe 2	0.1	0.09
58110000	Classe 2	0.1	0.11
58142200	Classe 1	0.1	0.07
58183000	Classe 2	0.1	0.38
58204000	Classe 2	0.1	0.38
58218000	Classe 2	0.1	0.39
58220000	Classe 2	0.1	0.06
58235100	Classe 2	0.1	0.37

Obs: Em vermelho são as concentrações acima do limite estabelecido na Resolução CONAMA 357/05.

A carga total e a concentração média simulada de nutrientes nos principais afluentes diretos do reservatório de Funil são apresentadas na Tabela 1.23.

Tabela 1.23. Cargas e concentrações estimadas de N e P nos afluentes diretos do reservatório de Funil.

Curso de água	AD (km ²)	QMLT ^(*) (m ³ .s ⁻¹)	Carga total (kg.ano ⁻¹)		Concentração média simulada (mg.L ⁻¹)	
			N	P	N	P
Córrego Santa Clara	14.27	0.26	6051	752	0.749	0.093
Ribeirão do Barreiro	58.26	1.74	24435	4422	0.444	0.080
Ribeirão Santana	86.96	2.44	27290	2561	0.354	0.033
Ribeirão Vermelho	98.84	2.00	47847	7997	0.757	0.126
Rio Paraíba do Sul	12989.22	228.65	10928628	2704859	1.516	0.375

^(*) Estimado a partir do modelo de acumulação de vazões (Item 3.11).

De toda a carga potencial de nutrientes que chegaria ao reservatório de Funil, mais de 98% seria proveniente do Rio Paraíba do Sul, sendo inexpressiva a contribuição dos afluentes de menor porte. Observa-se desta forma que as concentrações estimadas de nutrientes nestes pequenos tributários seriam significativamente inferiores à concentração estimada no Rio Paraíba do Sul, refletindo à baixa ocupação nas áreas no entorno do reservatório.

De acordo com a Resolução CONAMA 357/05 os limites de fósforo total em cada classe de qualidade para tributários diretos de ambientes lênticos apresentam valores mais restritivos. Desse modo apenas as águas do Ribeirão Santana estariam em conformidade com o padrão de qualidade estabelecido, enquanto as águas do Rio Paraíba do Sul ultrapassariam o limite em mais de 700%, refletindo seu elevado grau de poluição orgânica (Tabela 1.24).

Tabela 1.24. Comparação entre as concentrações simuladas de fósforo nos afluentes diretos do reservatório de Funil e os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05.

Curso de água	Enquadramento (Dec. 10.755/1977)	Limite máximo (CONAMA 357/05) - mgP/L	Concentração média simulada (mgP/L)
Córrego Santa Clara	Classe 2	0,050	0.093
Ribeirão do Barreiro	Classe 2	0,050	0.080
Ribeirão Santana	Classe 2	0,050	0.033
Ribeirão Vermelho	Classe 2	0,050	0.126
Rio Paraíba do Sul	Classe 2	0,050	0.375

Obs: Em negrito são as concentrações acima do limite estabelecido na Resolução CONAMA 357/05.

A comparação entre as concentrações simuladas pelo modelo de concentração de nutrientes e os registros observadas de fósforo e nitrogênio na BCRF, utilizando os dados de qualidade das águas monitoradas pela CETESB em determinados pontos da bacia, pode ser verificada na Tabela 1.25. Os valores observados correspondem à média do período de 1997-2010 (CETESB, 2008; 2012).

Tabela 1.25. Comparação entre as concentrações observadas e simuladas de nitrogênio e fósforo na BCRF.

Pontos de monitoramento CETESB	Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)		Fósforo Total (mg.L ⁻¹)		N _{total}	P _{total}
	Observado (1997-2010)	Simulado	Observado (1997-2010)	Simulado	Desvio (%)	Desvio (%)
PARB 02400	0.495	1.312	0.072	0.318	165.0	341.8
PARB 02530	0.535	1.501	0.079	0.380	180.6	384.0
PARB 02050	0.135	0.666	0.014	0.084	393.2	498.1
PARB 02300	0.320	1.022	0.065	0.207	219.5	221.2
PARB 02490	0.540	1.516	0.075	0.389	180.8	418.8
PARB 02600	0.555	1.530	0.089	0.383	175.6	332.7
PARB 02700	0.520	1.548	0.080	0.389	197.6	386.1
PARB 02100	0.190	0.667	0.015	0.084	251.2	459.9
PARB 02900	0.510	1.490	0.090	0.370	192.1	310.9
PARB 02200	0.265	0.760	0.036	0.113	186.9	212.5
PTEI 02900	1.620	2.163	0.050	0.144	33.5	191.9
UNNA 02800	0.235	0.935	0.033	0.113	298.0	246.5

Verifica-se na comparação entre os dados observados e simulados de nitrogênio e fósforo que houve uma superestimação nas concentrações simuladas pelo modelo distribuído, com desvios absolutos médios de 206% para as concentrações de nitrogênio e 333% para as concentrações de fósforo. Uma das possíveis influências para o resultado acima do observado estaria relacionado ao

sistema em cascata de reservatórios na bacia, como os de Paraibuna-Paraitinga, Santa Branca e Jaguari, além de outras intervenções no rio Paraíba do Sul que reduziriam o transporte de nutrientes a jusante devido à redução de carga através de processos de sedimentação, diluição e reações internas. Outras possibilidades seriam relacionadas à melhoria na eficiência no tratamento de efluentes lançados, assim como de ações de recuperação e redução das cargas orgânicas nas áreas agrícolas.

Devem-se considerar ainda as limitações do modelo, com relação aos coeficientes de exportação utilizados e principalmente por não considerar os processos de decaimento de poluentes ao longo de seu percurso, o que naturalmente ocorre nos ecossistemas aquáticos, favorecendo por isso a conservação das cargas simuladas e conseqüentemente sua maior concentração.

Observou-se, no entanto, que as relações lineares entre as concentrações simuladas e observadas de nitrogênio e fósforo foram significativas, com $R^2 = 0,77$ ($p < 0,01$) e $R^2 = 0,89$ ($p < 0,01$), respectivamente (Figura 1.28), indicando que apesar dos elevados desvios encontrados, o modelo foi capaz de detectar, de modo bastante aproximado, a tendência das variações nas concentrações de nutrientes ao longo de diferentes trechos da BCRF.

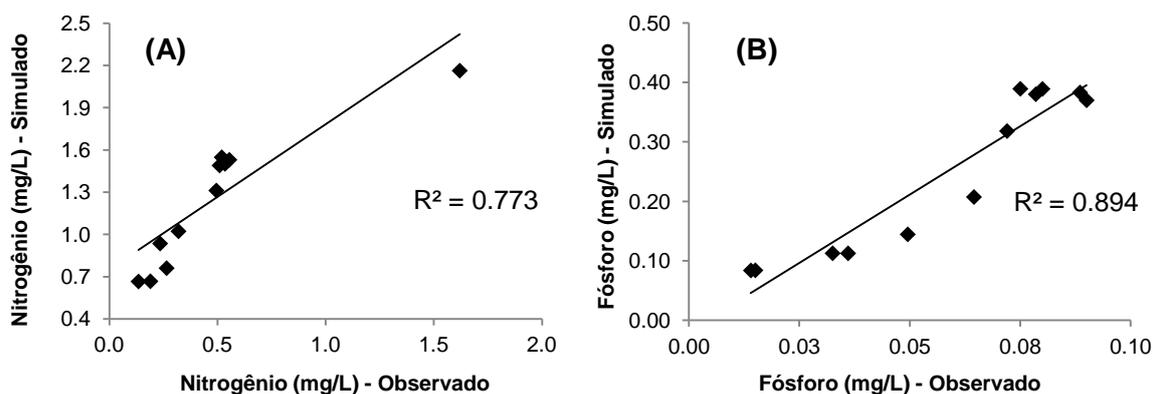


Figura 1.28. Relação linear entre as concentrações simuladas e observadas de nitrogênio (A) e fósforo (B), nas estações de monitoramento da CETESB.

3.13. Concentração média estimada e carga máxima admissível de Fósforo (P) no reservatório de Funil

A concentração média de fósforo total no reservatório de Funil, estimada de acordo com o modelo empírico de Vollenweider (1976) modificado por Salas e Martino (1991), considerando seu volume total, tempo de detenção hidráulica e a aporte potencial anual de fósforo da BCRF, pode ser observada na Tabela 1.26.

Tabela 1.26. Características hidráulicas do reservatório de Funil e a concentração de fósforo estimada pelo modelo de Vollenweider (1976) modificado por Salas e Martino (1991).

Volume total *	8.900.000.000 m ³
Vazão afluyente	7.413.798.240 m ³ /ano
Tempo de detenção hidráulica	1,20 anos
Carga potencial total afluyente de fósforo	2.727.843 kg.ano ⁻¹
Concentração média de fósforo no reservatório	0,115 mg.L⁻¹

* Fonte: CEIVAP, 2007.

De acordo com o limite de fósforo para ambientes lênticos de classe 2, a qual se enquadra o reservatório de Funil, estabelecido na Resolução CONAMA 357/05 (0,030 mgP/L), a concentração média estimada de fósforo no reservatório estaria ultrapassando em mais de 380% este limite. A concentração estimada de 0,115 mg.L⁻¹ também indicaria um estado eutrófico ($0,052 < PT \leq 0,120$) de acordo com a classificação proposta por Lamparelli (2004) para reservatórios.

A carga máxima admissível de fósforo no reservatório de Funil, calculada pela Equação 1.12 e de acordo com o limite estabelecido (0,030 mg.L⁻¹), deveria ser no máximo de 709.792 kg.ano⁻¹, sendo que a carga potencial estimada ultrapassa este valor em mais de 3 vezes. Esse fato indica o elevado potencial de degradação da qualidade das águas no reservatório de Funil em função da elevada produção de nutrientes na sua bacia de contribuição, e demonstra o quanto a carga potencial afluyente de fósforo estaria além do padrão considerado ideal para esse ecossistema.

4. Conclusões e recomendações

Os resultados obtidos neste trabalho, através da análise do potencial poluidor da Bacia de Contribuição do Reservatório de Funil (BCRF) utilizando a modelagem do potencial de cargas e concentrações de nutrientes, permitiram concluir que:

- ◆ As características físicas na BCRF são bastante diversificadas, principalmente com relação aos aspectos topográficos e climatológicos. Além disso, a intensa intervenção humana ao longo do Rio Paraíba do Sul representa o maior fator de pressão sobre a qualidade de suas águas, o que se reflete diretamente no nível de degradação ambiental no reservatório de Funil;
- ◆ A aplicação da modelagem espacialmente distribuída na bacia através de Sistemas de Informação Geográfica permitiu avaliar o potencial de geração de nutrientes por fontes pontuais e difusas, identificando suas origens e permitindo estimar suas cargas e concentrações anuais na rede de drenagem;
- ◆ A análise demográfica elaborada a partir dos setores censitários indicou que a população residente na BCRF é predominantemente urbana (93%), porém ocupa apenas 2,2% da área total da bacia, se concentrando ao longo do vale rio Paraíba do Sul;
- ◆ Através do mapeamento do uso e cobertura do solo foram obtidos os quantitativos de cada classe, verificando-se que as áreas de pastagem predominam em mais de 60% da área da BCRF, seguido pelas áreas florestais (26,8%) localizadas ao longo dos divisores topográficos da bacia;
- ◆ A regressão estatística entre chuva e vazão apresentou um ajuste altamente significativo, com um desvio absoluto entre as vazões observadas e simuladas da ordem de 11%, indicando que mesmo com as intervenções antrópicas no regime hidrológico da bacia esta relação apresenta um bom desempenho;
- ◆ A aplicação do algoritmo de fluxo acumulado ponderado permitiu incorporar a informação das direções do fluxo superficial, obtidas a partir do MDE, sobre os

dados de precipitação e da carga de nutrientes, resultando em planos de informação distribuídos de volume de água e cargas acumuladas de nutrientes por pixel. Dessa forma, foi possível estimar as vazões médias e as cargas potenciais anuais de nitrogênio e fósforo em cada trecho da rede de drenagem;

- ◆ Verificou-se que mais de 80% da carga potencial de fósforo total e 50% de nitrogênio total na BCRF são provenientes de fontes domésticas (pontuais);
- ◆ Foi observada expressiva contribuição de fontes difusas nas cargas potenciais de nitrogênio e fósforo nos trechos a montante da cidade de Jacareí que corresponde a uma região com elevada proporção de população rural e baixa densidade demográfica, além da presença de extensas áreas de pastagens e importantes fragmentos florestais;
- ◆ Os trechos da BCRF com maior produtividade de nutrientes estiveram relacionados principalmente à maior proporção de áreas ocupadas por culturas agrícolas e superfícies urbanizadas e à elevada densidade demográfica, enquanto as áreas menos produtivas foram influenciadas pela maior proporção de cobertura florestal e pela baixa densidade demográfica;
- ◆ A combinação dos modelos de concentração de cargas de nutrientes e de volume acumulados permitiu a obtenção das concentrações médias de nitrogênio e fósforo de forma distribuída na bacia;
- ◆ A partir do modelo de concentração de nutrientes, verificou-se que grande parte dos afluentes da margem direita do rio Paraíba do Sul, ao longo do trecho Jacareí - Cachoeira Paulista, apresentam as maiores concentrações de nutrientes em razão da elevada carga de N e P associada às baixas vazões estimadas nestes tributários. Nos afluentes da margem esquerda, as condições são mais favoráveis devido ao menor aporte de cargas orgânicas.
- ◆ Observou-se que, em grande parte dos cursos de água da bacia, assim como das estações fluviométricas, as concentrações médias estimadas de fósforo estariam acima do limite estabelecido na Resolução Conama 357/05;

- ◆ Com relação aos afluentes diretos de reservatório de Funil, verificou-se que mais de 98% da carga potencial de nutrientes é originário da sub-bacia do rio Paraíba do Sul, apresentando, próximo ao reservatório, concentrações médias estimadas que ultrapassariam em mais de 700% os limites da Resolução Conama 357/05;
- ◆ A concentração média simulada de fósforo no reservatório de Funil e a carga máxima admissível estimada estariam mais de três vezes acima dos limites recomendados, indicando que a alta carga estimada de fósforo proveniente de sua bacia de contribuição resultaria em um elevado grau de eutrofização deste ecossistema.
- ◆ A comparação entre os dados simulados e observados demonstrou haver superestimação das concentrações simuladas de fósforo (333%) e de nitrogênio (206%), sugerindo que as intervenções no regime hidrológico e possíveis ações de controle da poluição podem ter influência nas diferenças encontradas. No entanto observou-se uma relação linear significativa entre as concentrações simuladas e observadas de fósforo e nitrogênio ($R^2 = 0,89$ e $0,77$, respectivamente).
- ◆ Neste estudo, o transporte de nutrientes foi considerado conservativo, por não considerar os processos de decaimento, sedimentação, diluição e as reações internas dos nutrientes durante o percurso no meio aquático e, portanto, as cargas e concentrações aqui apresentadas seriam capazes apenas de uma avaliação preliminar do potencial de aporte de nutrientes ao reservatório de Funil.
- ◆ Recomenda-se, dessa forma, para contornar essa limitação e permitir uma avaliação mais detalhada do aporte de nutrientes ao reservatório de Funil, a utilização de modelos que possam integrar os coeficientes de decaimento dos poluentes no meio aquático e na interface solo/água;
- ◆ A inclusão da influência de estruturas hidráulicas como os reservatórios de Paraibuna, Santa Branca e Jaguari, deve ser considerada, tanto na modelagem hidrológica como no transporte e dispersão de nutrientes na BCRF;

- ◆ Uma pesquisa detalhada sobre as características físicas e químicas dos solos também é recomendada, com objetivo de se conhecer a dinâmica da água durante o processo infiltração e as concentrações de fósforo e nitrogênio no solo, de forma mais próxima à realidade da BCRF;
- ◆ Além disso, a simulação distribuída no tempo também permitirá uma avaliação mais precisa da dinâmica de transporte de nutrientes com maiores benefícios à gestão da qualidade das águas na bacia.

5. Referências Bibliográficas

Andrade, M. H.; Souza, C. F.; Varallo, A. C. T.; Peres, J. G. Impactos da produção de arroz inundado na qualidade da água do rio Paraíba do Sul – trecho Taubaté, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 5, n. 1, p. 114-133, 2010.

Barros, A. M. L. **Modelagem da poluição pontual e difusa: Aplicação do modelo Moneris à bacia Hidrográfica do rio Ipojuca, Pernambuco**. 2008. 193 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

Bastos, R. K. X. Impactos da construção de centrais hidrelétricas relacionados com a água: pressupostos para a avaliação e proposição de medidas mitigadoras. In: Simpósio Brasileiro de Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas, 1., 1998, Poços de Caldas. **Anais...**São Paulo: CMGB, 1998. p.63-75.

Bem, C. C. **Determinação do estado de eutrofização de um lago raso: Estudo de caso do lago Barigui – Curitiba**. 2009. 126 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

Benetti, A. D.; Tucci, C. E. M. Uso de indicadores para avaliação de usinas hidrelétricas em bacias hidrográficas com múltiplos aproveitamentos. **REGA - Revista de Gestão de Água da América Latina**, Porto Alegre, v. 3, n. 1, p. 73-83, 2006.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Secretaria Geral. **Projeto RADAMBRASIL: Folhas SF. 23/24, Rio de Janeiro/Vitória**, Rio de Janeiro, 1983. 775 p. (Levantamento de Recursos Naturais, v. 32).

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005**. DOU nº 53, de 18 de março de 2005, Seção 1, p. 58-63, 2005.

Buarque, D.C.; Fan, F.M.; Paz, A.R.; Collischonn, W. Comparação de métodos para definir direções de escoamento a partir de modelos digitais de elevação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 14, n. 2, p. 91-103, 2009.

Carriello, F.; Vicens, R. S. Silvicultura de eucalipto no vale do Paraíba do Sul/SP no período entre 1986 e 2010. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 15, 2011. Curitiba. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2011. p. 6403-6409. CD-ROM, On-line. ISBN: 978-85-17-00057-7. Disponível em: < <http://www.dsr.inpe.br/sbsr2011/files/p0974.pdf>>. Acesso em: 19 mai. 2012.

Castagnino, W. A. **Investigación de Modelos Simplificados de Eutroficación en Lagos Tropicales**. Organización Panamericana de la Salud, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Versión revisada, 1982. 27 p.

CEIVAP (Comitê Executivo de Estudos Integrados da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul). **Diagnóstico dos Recursos Hídricos - Relatório Final (PSR-010-R0 – Relatório Contratual R-7)**. Resende-RJ: AGEVAP, 2006. 201 p.

Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/downloads/PSR-010-R0.pdf>>. Acesso em: 11 nov. 2011.

CEIVAP (Comitê Executivo de Estudos Integrados da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul). **Análise dos Impactos e das Medidas Mitigadoras que envolvem a Construção e Operação de Usinas Hidrelétricas**. Resende-RJ: AGEVAP, 2007. 143 p.

Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/downloads/PSR-RE-009-R1.pdf>>. Acesso em: 12 nov. 2011.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2007**. São Paulo-SP: CETESB, 2008. 537p. Disponível em:

<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/relatorios/rios/rel_aguas_int_2007/relatorio_2007.zip> Acesso em: 21 set. 2012.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). **Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2011**. São Paulo-SP: CETESB, 2012. 356p. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/relatorio-aguas-superficiais-2011.zip>> Acesso em: 21 set. 2012.

Chapra, S. C. **Surface Water Quality Models**. McGraw Hill: New York, 1997. 844p.

Curran, P.J. **Principles of Remote Sensing**. London: Longman, 1985, 282p.

Dantas, M. E.; Netto, A. L. C. Resultantes Geo-Hidroecológicas do Ciclo cafeeiro (1780-1880) no Médio Vale do Rio Paraíba do Sul: Uma análise quali-quantitativa. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 19, p. 61-78, 1996.

EPE (Empresa de Pesquisa Energética)/SONDOTÉCNICA. **Avaliação ambiental integrada (All) dos aproveitamentos hidrelétricos da bacia do Rio Paraíba do Sul (Relatório Final – EPP-1-70-0001 RE R0)**. 2007, 214p. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/MeioAmbiente/Documents/MeioAmbiente_6/Produto_5_AAI_Bacia_do_Paraiba_do_Sul_Relatorio_Final.zip>. Acesso em: 23 mai. 2010.

ESRI – Environmental Systems Research Institute. **ArcGIS for Desktop 10**. 2010. Disponível em: <<http://www.esri.com>>. Acesso em: 15 abr. 2012.

Esteves, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª ed.; Interciência; Rio de Janeiro 1998. 602p.

EXELIS - Visual Information Solutions. **ENVI 4.8**. Boulder, CO, USA. 2009

Farr, T.; Rosen, P. A.; Caro, E.; Crippen, R.; Duren, R.; Hensley, S.; Kobrick, M.; Paller, M.; Rodriguez, E.; Roth, L.; Seal, D.; Shaffer, S.; Shimada, J.; Umland, J.;

Werner, M.; Oskin, M.; Burbank, D; Alsdorf, D. The Shuttle Radar Topography Mission. **Review of Geophysics**, v. 45, n. 2, p. 21-35, 2007.

FCR (Fundação Christiano Rosa). **Plano da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul - UGRHI 02 - 2009-2012**. Piquete-SP: FCR, 2009. 325 p. Disponível em: <http://www.comiteps.sp.gov.br/docs/27_01_2010_plano_e_bacias_2009_2012.pdf> Acesso em: 05 abr. 2012.

Ferreira, R. M.; Roland, F. Caminhos do fósforo em ecossistemas aquáticos continentais. In: Fábio Roland; Dionéia E. Cesar; Marcelo Marinho. (Org.). **Lições de Limnologia**. 1 ed. São Carlos - SP, 2005, p. 229-242.

Fisch, G.; Valério, M. C. Variabilidade intra e inter-anual da precipitação em Taubaté-SP e a crise energética do ano 2001. In: XII Congresso Brasileiro de Meteorologia, 12, 2002. Foz do Iguaçu **Anais...** Foz do Iguaçu: CBMET, 2002. p 1709-1726. Disponível em: <<http://www.cbmec.com/cbm-files/11-bfb19aee862c2529d6ac9875a2b903ed.pdf>>. Acesso em: 27 jun. 2012.

GPRH (Grupo de Pesquisas em Recursos Hídricos). **SisCAH 1.0**. Sistema Computacional para Análises Hidrológicas - Versão 1.0. Viçosa, GPRH, 2009.

Guedes, H. A. S.; Capobianco, G. V.; Martins, V. S.; Silva, D. D. Análise da precisão entre os métodos de interpolação Krigagem Ordinária e Topo to Raster na geração de modelos digitais de elevação. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 15, 2011. Curitiba. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2011. p. 4239-4246. CD-ROM, On-line. ISBN: 978-85-17-00057-7. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2011/files/p0417.pdf>>. Acesso em: 15 mai. 2012.

Haupt, J. P. O. **Metodologia para avaliação do potencial de produção de poluição difusa: estudo de caso da bacia do rio Jundiá**. 2009. 126 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

Henry, R. A exportação de nutrientes e material em suspensão em alguns cursos de água na bacia do Alto Paranapanema (Estado de São Paulo). **Acta Limnol. Bras.**, v. 4, p. 67-79, 1992.

Huang, J., Hong, H. Comparative study of two models to simulate diffuse nitrogen and phosphorus pollution in a medium-sized watershed, southeast China. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 86, p. 387-394. 2010.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Coordenação de Zoneamento Ambiental. **Bases de Dados**. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/zoneamento-ambiental/>> Acesso em: 14 mar. 2012.

IBGE. Manuais **Técnicos em Geociências número 7 - Manual Técnico de Uso da Terra**. 2. ed., Rio de Janeiro: IBGE, 2006. 91p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2010. Agregados por Setores Censitários**. Disponível em: <http://downloads.ibge.gov.br/downloads_estatisticas.htm>. Acesso em: 21 mai. 2012.

IPT (Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo). **Diagnóstico da situação dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do Tietê/ Jacaré – UGRHI-13**. São Paulo: IPT, 2000. 331 p.

Jenson, S.K.; Domingue, J.O. Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. **Photogramm. Eng. Remote Sens.**, v. 54, n. 11, p. 1593-1600, 1988.

Jørgensen, S. E.; Vollenweider, R. A. **Guidelines of Lake Management. Principles of Lake Management**. Japan: ILEC/UNEP, 1989. 199p.

Lalonde, V.; Madramootoo, C. A.; Trenholm, L.; Broughton, R. S. Effects of controlled drainage on nitrate concentrations in subsurface drain discharge. **Agricultural Water Management**, Columbus, v. 29, p.187-199, 1996.

Lamparelli, M. C. **Graus de trofia em corpos de água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235 p. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

Landis, J. R.; Koch, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v.33, n.1, p. 159-174, 1977.

Laurentis, D. G. **Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: Sistema Taquari-Antas - RS**. 2004. 159 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

Libos, M. I. P. C., **Modelagem da Poluição Não Pontual na Bacia do Rio Cuiabá Baseada em Geoprocessamento**. 2002. 253 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

Miller, G. T. **Ciência ambiental**. Tradução All Tasks. São Paulo: Thomson Learning, 2007. 123p.

Modenesi-Gauttieri, M. C.; Nunes, L. H. Processos geocriogênicos quaternários nas cimeiras da Mantiqueira, com considerações climáticas. **São Paulo: Revista do Instituto Geológico**, v. 19, n. 1/2, p. 19-30. 1998.

Moura, C. A.; Jimenez-Rueda, J. R.; Coelho, J. O. O processo pedogenético no domínio Tropical Atlântico – O exemplo do Vale do Paraíba do Sul/SP. In: VI Simpósio Nacional de Geomorfologia, 6, 2006, Goiânia. **Anais...** Goiânia: UGB, 2006. p. 1-10. Disponível em:

<<http://www.labogef.iesa.ufg.br/links/sinageo/index/articles/027.pdf> >. Acesso em: 16 nov. 2012.

Nikolakopoulos, K. G.; Kamaratakis, E. K.; Chrysoulakis, N. SRTM VS ASTER elevation products. Comparison for two regions in Crete, Greece. **International Journal of Remote Sensing**, v. 27, p. 4819–4838. 2006.

Novotny, V. **Water quality: diffuse pollution and watershed management**. John Wiley & Sons, Inc., New York, USA. 2003. 888p.

Nunes, L. H.; Calbete. N. O. Variabilidade pluviométrica no vale do Paraíba Paulista . In: XI Congresso Brasileiro de Meteorologia, 11, 2000. Rio de Janeiro, **Anais...** Rio de Janeiro: CBMET, 2000. p 3987-3994. Disponível em: <<http://www.cbmet.com/cbm-files/12-cfc9695191732667cea358c24ec28827.PDF>>. Acesso em: 28 jun. 2012.

Omernik, J. M.; Abernathy, A. R.; Male, L. M. Stream nutrient levels and proximity of agricultural and forest land to streams. Some relationships. **J. Soil Water Conserv.** v. 36, p. 227–231. 1981.

Odum, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro, Guanabara. 1988. 434p.

Paes Junior, N. S.; Simões, S. J. C. Evolução espacial de áreas irrigadas com base em sensoriamento remoto no Médio Vale do Paraíba do sul, Sudeste do Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v.1, n.1, p.72-83. 2006.

Paul, M. J.; Meyer, J. L. Streams in the urban landscape. **Annu. Rev. Ecol. Syst.** v. 32, p. 333–365. 2001.

Potere, D. Horizontal Positional Accuracy of Google Earth's High-Resolution Imagery Archive. **Sensors**. v. 8, p. 7973-7981. 2008.

Primo, A. R. R. **Avaliação da influência do reservatório do Funil na qualidade da água do Rio Paraíba do Sul**. 2006. 109 p. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

Pruski, F. F.; Silva, D. D.; Koez, M. **Estudo da Vazão em Cursos d'Água**. Viçosa: Engenharia na Agricultura. Caderno didático:43. Associação de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, 2006. 151 p.

Reis, B. N.; Batista, G. T.; Targa, M. S.; Catelani, C. S.. Influência das cavas de extração de areia no balanço hídrico do vale do Paraíba do Sul. **Rem: Revista Escola de Minas [online]**, v.59, n.4, p. 391-396, 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0370-44672006000400007&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 05 nov. 2011.

Ribeiro, M. C. S.; Hackspacher, P. C.; Ribeiro, L. F. B.; Hadler Neto, J. C. Evolução tectônica e denudacional da Serra do Mar (SE/Brasil) no limite entre o Cretáceo

Superior e Paleoceno, utilizando análises de traços de fissão e U-TH/HE em apatitas. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 12, n. 3, p. 3-14, 2011.

Rosenfield, G. H.; Fitzpatrick-Lins, K. A coefficient of Agreement as a Measure of Thematic Classification Accuracy. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 52, n. 2, p. 85-91. 1986

Salas, H.; Martino, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm water tropical lakes. **Water Research**, v. 25, n. 3, p. 341-350. 1991.

SÃO PAULO. **Decreto Nº 10.755, de 22 de Novembro de 1977**. Disponível em: <http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/decretos/1997_Dec_Est_1_0755.pdf> Acesso em: 18 out. 2012.

SÃO PAULO. **Parque Estadual da Serra do Mar – Plano de Manejo**. São Paulo-SP: Secretaria do Meio Ambiente, 2008. 433 p.

Saunders, W.; Maidment, D. **A GIS Assessment of Nonpoint Source Pollution in the San Antonio-Nueces Coastal Basin**, Center for Research in Water Resources, Online Report 96-1, University of Texas at Austin. Austin, Texas. 1996. 222p.

Sausen, T. M. **Modificação na forma do canal do rio em função da ação antrópica: exemplo Rio Paraíba do Sul**. 1988. 306 p. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1988.

Silva, L. A.; Nazareno, N. R. X. Análise do padrão de exatidão cartográfica da imagem do Google Earth tendo como área de estudo a imagem da cidade de Goiânia. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 25-30 abril 2009, Natal. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2009. Artigos p. 1723-1730. Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr%4080/2008/11.14.15.58/doc/1723-1730.pdf>>. Acesso em: 19 nov. 2011.

Soares, P. V.; Pereira, S. Y.; Simões, S. J. C.; Bernardes, G. P.; Barbosa, S. A. Mapa de Infiltração do Alto e Médio Vale do Paraíba do Sul com base em elementos da paisagem. In: I Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul, 1. (SERHIDRO), 2007, Taubaté. **Anais...** Taubaté: IPABHi, 2007. p 83-90. Disponível em: <<http://www.agro.unitau.br/serhidro/doc/pdfs/83-90.pdf>>. Acesso em: 28 abr. 2011.

Steinke, V. A.; Saito, C. H. Exportação de carga poluidora para identificação de áreas úmidas sob risco ambiental na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 20, n. 2, p. 43-67, 2008.

Thomann, R. V.; Mueller, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper & How. 1987. 644p.

Tong, S. T. Y.; Chen, W. Modeling the relationship between land use and surface water quality. **J. Environ. Manage.** v. 66, n. 4, p. 377–393, 2002.

Tundisi, J. G.; Matsumura-Tundisi, T.; Matsumura-Tundisi, J. E. Conservação e uso sustentável de recursos hídricos. In: BARBOSA, F. A. (Org.) **Ângulos da água: desafios da integração**. Belo Horizonte: Editora UFMG, p.157-183. 2008.

USEPA (U.S Environmental Protection Agency). **Protocols for Developing Nutrient TMDLs**. Washington D.C: EPA 841-B-99-007. Office of Water (4503F), United States Environmental Protection Agency, 1999. 135p.

USGS (United States Geologic Survey), 2010. **Catálogo GLOVIS**. Disponível em: <<http://glovis.usgs.gov/>> Acesso em: 25 ago. 2011.

Valeriano, M. M.; Rossetti, D. F.; Albuquerque, P. C. G. TOPODATA: desenvolvimento da primeira versão do banco de dados geomorfológicos locais em cobertura nacional. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 25-30 abril 2009, Natal. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2009. Artigos p. 5499-5506. Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.14.21.06/doc/5499-5506.pdf>>. Acesso em: 12 set. 2012.

Valeriano, M. M.; Rossetti, D. F. **TOPODATA: seleção de coeficientes geoestatísticos para refinamento unificado de dados SRTM**. São José dos Campos, SP: INPE: Coordenação de Ensino, Documentação e Programas Especiais (INPE-16701-RPQ/853), 2010, 74p.

Vollenweider, R. A. **Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, with Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication**. OECD, Paris, 1976, 192p.

Von Sperling, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005, 452 p.

Wetzel R. G. **Limnology. Lake and river ecosystems**. 3^a ed. San Diego: Academic Press, 2001. 1006 p.

CAPÍTULO 2

ANÁLISE LIMNOLÓGICA E DO ESTADO TRÓFICO NO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA (UHE) DE FUNIL

Resumo

Problemas ambientais relacionados à qualidade da água em reservatórios artificiais têm sido cada vez mais frequentes, principalmente com a ocorrência de processos como a eutrofização, e assumem grande importância à medida que o uso da água torna-se mais diversificado nesses sistemas com a presença de múltiplos usuários. O conhecimento das características físicas, químicas e biológicas e de sua distribuição espacial em reservatórios pode ser uma importante ferramenta para a gestão ambiental e a tomada de decisões. O reservatório da UHE de Funil constitui uma barreira à poluição proveniente do Vale do Paraíba Paulista, e por esse motivo sofre com um intenso processo de degradação da qualidade das águas. Nesse contexto o objetivo deste capítulo foi de avaliar as características limnológicas e o estado trófico nesse reservatório através da análise de parâmetros físico-químicos e a aplicação de 3 variações do Índice de Estado Trófico (IET), assim como a análise de sua distribuição espacial. Foram definidos 21 pontos amostrais para os experimentos de campo realizados nos dias 12 e 13/12/2011, onde foram medidos parâmetros físico-químicos da água e coletadas amostras para análises laboratoriais. Posteriormente, foram calculados o IET de Carlson original e os modificados por Toledo *et al.* (1983) e Lamparelli (2004), bem como elaborados os mapas de distribuição através de SIG. Para avaliar as similaridades entre os pontos amostrais e as relações entre as variáveis foi utilizada a análise de *cluster* e a Análise de Componentes Principais (PCA), respectivamente. Os resultados demonstraram elevada variabilidade das concentrações de Ortofosfato (CV = 0,98) e de Clorofila-a (CV = 0,79), enquanto a temperatura da água e a condutividade elétrica apresentaram pouca variação (CV = 0,06 e 0,09, respectivamente). A maioria das variáveis apresentou um gradiente bem marcado no sentido montante/jusante, e entre o corpo central e os braços do reservatório, indicando possíveis influências dos padrões hidrodinâmicos de circulação sobre as variáveis limnológicas. O IET calculado pelos três métodos apresentaram diferenças, sendo que os resultados obtidos com o IET de Lamparelli (2004) apresentou maior sensibilidade devido ao maior número de classes de trofia identificados. De acordo com esse método, durante as campanhas, o reservatório foi caracterizado como predominantemente supereutrófico ($IET_m = 64,5$). A análise de *cluster* identificou as maiores similaridades entre os pontos amostrais localizados nas zonas de regime lótico (a montante) e de regime lêntico (barragem e braços), enquanto a PCA explicou mais de 80% da variabilidade do sistema nos dois primeiros eixos, e permitiu identificar as variáveis que apresentaram maior influência no agrupamento dos pontos amostrais. Destaca-se a importância da análise limnológica e a utilização de índices para avaliação de estado trófico e de seu respectivo mapeamento como uma importante estratégia de monitoramento e gerenciamento ambiental em reservatórios.

Palavras chaves: Qualidade da água, eutrofização, Índice de estado trófico, análise multivariada.

CHAPTER 2

LIMNOLOGICAL ANALYSIS AND TROPHIC STATUS OF THE FUNIL HYDROPOWER PLANT (HPP) RESERVOIR

Abstract

Environmental problems related to water quality in artificial reservoirs have been increasingly frequent, especially with the occurrence of processes such as eutrophication, and of great importance as the use of water becomes more diverse in these systems with the presence of multiple users. Knowledge of physical, chemical and biological characteristics and their spatial distribution in reservoirs can be an important tool for environmental management and decision making. The HPP Funil reservoir is a barrier to pollution from the Vale do Paraíba Paulista, and therefore suffers from an intense process of degradation of water quality. In this context, the objective of this chapter was to evaluate the limnological characteristics and trophic status in this reservoir by analyzing the physicochemical parameters and application of three variations of the Trophic State Index (TSI), as well as analysis of their spatial distribution. 21 sampling points were defined for the field experiments conducted on 12 and 13/12/2011, where physico-chemical parameters of the water were measured and samples were collected for laboratory analysis. Subsequently we calculated the original Carlson TSI and modified by Toledo *et al* (1983) and Lamparelli (2004), and prepared the distribution maps through GIS. To assess the similarities between the sampling points and the relationships between variables was used cluster analysis and principal component analysis (PCA), respectively. The results showed high variability of orthophosphate concentrations (CV = 0.98) and Chlorophyll-a (CV = 0.79), while the water temperature and electrical conductivity showed little variance (CV = 0.06 and 0.09, respectively). Most variables had a very marked gradient towards upstream/downstream, and between the central body and arms of the reservoir, indicating possible influences of hydrodynamic circulation patterns on the limnological variables. The TSI calculated by the three methods differ, and the results obtained with the Lamparelli (2004) TSI showed higher sensitivity due to the greater number of trophic classes identified. According to this method, during campaigns the reservoir was characterized as predominantly super-eutrophic ($TSI_m = 64.5$). Cluster analysis identified the major similarities among the sampling points located in lotic system areas (upstream) and lentic system (dam and arms) while the PCA explained more than 80% of the variability of the system in the first two axes, and identified the variables that had the greatest influence in the sample points grouping. We highlight the importance of limnological analysis and use of indices for assessing trophic state and its corresponding mapping as an important strategy for monitoring and environmental management in reservoirs.

Keywords: Water quality, eutrophication, Trophic State Index, multivariate analysis.

1. Introdução

O crescimento populacional e econômico das últimas quatro décadas tem impulsionado uma ampla expansão do parque gerador energético no Brasil, baseado quase que exclusivamente pela matriz hidroenergética, levando a construção de hidrelétricas e à formação de grandes reservatórios por todo o país.

A maioria dos reservatórios brasileiros que foram construídos vêm assumindo especial importância, além da geração de energia hidrelétrica, no abastecimento de água para a agricultura e atividades urbanas, controle de enchentes, piscicultura e usos recreativos (GUARINO *et al.*, 2005).

Os reservatórios são ecossistemas artificiais complexos, que apresentam um padrão dinâmico e gradientes horizontais e verticais (TUNDISI, 1999). Possuem uma compartimentação horizontal em unidades e subunidades representadas pelos braços dos afluentes com diferentes padrões de circulação e tempo de residência da água. (WACHHOLZ, 2007). Tais diferenças hidrodinâmicas definem, segundo Wetzel (2001), zonas com características físicas, químicas e biológicas próprias, e que produzem diferentes respostas quanto aos impactos sofridos.

As alterações hidrodinâmicas, que em curto prazo transformam estes ambientes de lóticos para lênticos, conduzem a sérias implicações ecológicas devido a mudanças nas qualidades físicas e químicas dos corpos de água, e que promovem alterações nas interações bióticas dentro do ecossistema, particularmente entre as de natureza trófica (ESTEVES, 1998; HAHN *et al.*, 1998).

Além das alterações hidrodinâmicas, as influências climáticas e de operação das usinas hidrelétricas produzem alterações na dinâmica dos processos ecológicos atuantes nos reservatórios. No entanto, o principal fator de degradação destes ecossistemas está relacionado com os resíduos das atividades humanas nas bacias hidrográficas, os quais são, em geral, despejados nos corpos de água sem medidas adequadas de controle.

A entrada de material orgânico, nutrientes e poluentes industriais nestes corpos de água via tributários e/ou águas subterrâneas é a principal responsável pelo processo de eutrofização e degradação ecológica que atinge grande parte dos ecossistemas aquáticos do mundo (BRIGHENTI, 2009).

A eutrofização pode ser definida como o aumento da quantidade de nutrientes presentes no sistema aquático tanto naturalmente quanto artificialmente, assim como um processo onde o aumento do crescimento de algas ocorre em decorrência do aumento da quantidade de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, disponíveis no sistema (WHO, 1988).

Este processo produz diversos efeitos nos ecossistemas aquáticos, principalmente com relação à redução na biodiversidade e da composição de espécies e também problemas associados aos usos da água, como dificuldades para o tratamento da água potável, perigos à saúde pública e desaparecimento de espécies comercialmente importantes (MASON, 1998; LAMPARELLI; 2004).

A análise das características químicas, físicas e biológicas em sistemas aquáticos é de fundamental importância para o efetivo gerenciamento da qualidade ambiental e operacional de reservatórios, constituindo-se em um instrumento de planejamento e tomada de decisão. A utilização de parâmetros limnológicos para avaliar a qualidade da água varia conforme os tipos de usos a que são destinados o sistema aquático em estudo.

Em estudos ambientais de ecossistemas aquáticos, desde o final da década 1960, tem sido utilizado o conceito de graus de trofia (VOLLENWEIDER, 1968) para a classificação dos corpos de água, em que são estabelecidos valores limites de fósforo, nitrogênio e clorofila-*a* na definição dos graus de trofia em corpos hídricos (CARLSON, 1977; OECD, 1982).

Como forma de simplificar as análises da eutrofização, diversos métodos qualitativos e quantitativos foram desenvolvidos para classificar os corpos de água, sendo que, o Índice do Estado Trófico (IET) desenvolvido por Carlson (1977) tornou-se um dos métodos mais utilizados para estimar o estado trófico de sistemas aquáticos. Esse índice relaciona as concentrações de fósforo total, clorofila-*a* e a transparência da água para avaliar a situação trófica do ambiente aquático.

Em função das diferenças entre o metabolismo dos ecossistemas aquáticos temperados e tropicais, Toledo *et al.* (1983) propuseram modificações do Índice de Carlson utilizando dados de reservatórios no Estado de São Paulo, incluindo, como variável avaliadora, o Fósforo Solúvel Reativo (PSR). Lamparelli (2004), utilizando dados de 24 reservatórios no estado de São Paulo, propôs novas modificações no

IET de Carlson, os quais incluíram a divisão do IET para ambientes lênticos e lóticos, além de modificar as equações e a classificação dos níveis de trofia.

O reservatório da UHE de Funil (RJ/SP) constitui um anteparo à poluição oriunda do estado de São Paulo através da precipitação e sedimentação em seu interior de nutrientes, substâncias tóxicas e sedimentos transportados pelo rio Paraíba do Sul. Este fato representa um benefício à qualidade das águas deste rio a jusante, o qual é utilizado como manancial de abastecimento público de 80% da população do estado do Rio de Janeiro (SEMA, 1997). No entanto a qualidade das águas no reservatório de Funil tem sido cada vez mais deteriorada devido a crescente e intensa concentração urbana e industrial a montante, cujos efluentes representam a principal causa dos problemas ambientais neste ecossistema.

1.1. Objetivos

O objetivo deste capítulo é realizar a caracterização limnológica do reservatório de Funil através da aquisição de variáveis físico-químicas da água e aplicação do índice de estado trófico (IET), bem como de avaliar a distribuição espacial dos parâmetros analisados. Para isso os seguintes objetivos específicos foram estabelecidos:

- realizar o levantamento de parâmetros físico-químicos da água através de medidas *in situ*;
- obter amostras de água para a determinação em laboratório dos parâmetros Clorofila-a, Fósforo Total, e Ortofosfato;
- analisar as relações entre as variáveis limnológicas e as similaridades entre os pontos amostrais, através de estatística univariada e multivariada;
- calcular o Índice de Estado Trófico de Carlson original, e com as modificações propostas por Toledo *et al.* (1983) e Lamparelli (2004);
- realizar a análise da distribuição espacial das variáveis limnológicas e do IET no reservatório através de técnicas de geoprocessamento.

2. Materiais e Métodos

2.1. Caracterização da área de estudo

2.1.1. Localização e características físicas e operacionais do reservatório da UHE de Funil

O reservatório da Usina Hidrelétrica de Funil (Figura 2.1), formado pelo barramento do rio Paraíba do Sul em seu trecho médio-superior, localiza-se, em sua maior parte, nos municípios de Itatiaia e Resende no estado do Rio de Janeiro, margeando pequenas áreas nos municípios paulistas de Queluz, Areias e São José do Barreiro, entre as coordenadas 22°30' e 22°37' de latitude sul e 44°32' e 44°41' de longitude oeste.

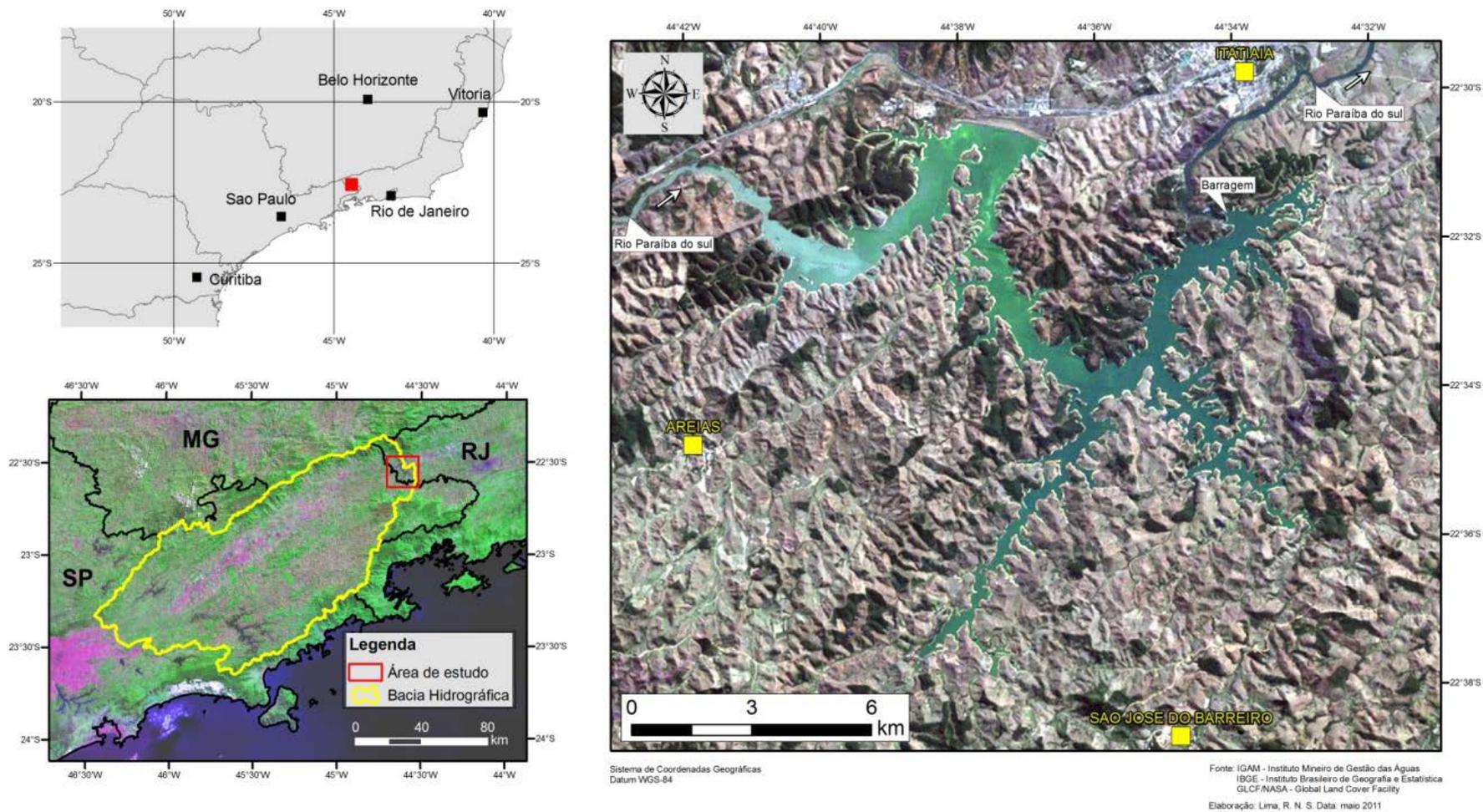


Figura 2.1. Localização do reservatório da UHE de Funil.

A construção do reservatório da UHE de Funil, iniciada em 1962 pela Companhia Hidroelétrica do Vale do Paraíba – CHEVAP, com objetivo primário de apoiar o programa de regularização de vazões proposto pela LIGHT, foi concluído em 1969, tendo entrado em operação, neste mesmo ano, a primeira das três unidades geradoras (SEMA, 1997). Atualmente o empreendimento faz parte do parque gerador do Sistema Eletrobrás Furnas de geração e transmissão, tendo uma capacidade nominal total de 222 MW de potência, e que, em conjunto com os aproveitamentos hidrelétricos de Paraibuna (85 MW) e Santa Branca (56 MW) no rio Paraíba do Sul e Jaguari (27,6 MW) no rio Jaguari formam o sistema interligado em cascata no médio/alto curso da bacia do rio Paraíba do Sul, operado pela ONS (Figura 2.2).

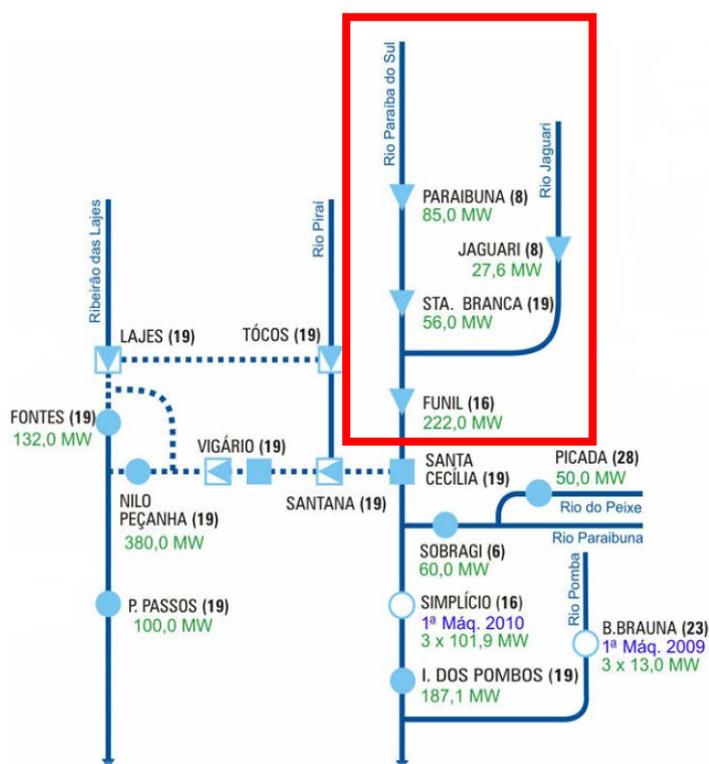


Figura 2.2. Diagrama de distribuição dos empreendimentos hidrelétricos operados pela ONS na bacia do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP, 2010).

De acordo com CEIVAP (2007), o reservatório de Funil possui uma área inundada de cerca de 40 km² com uma profundidade máxima de 70 metros e média de 20 metros, e volume total de 8,9 bilhões m³. As cotas operacionais mínima e máxima são, respectivamente, de 444 e 465,50 m. A curva cota x volume, que

descreve graficamente a capacidade do reservatório em função da cota altimétrica de alagamento, pode ser observada a seguir (Figura 2.3).

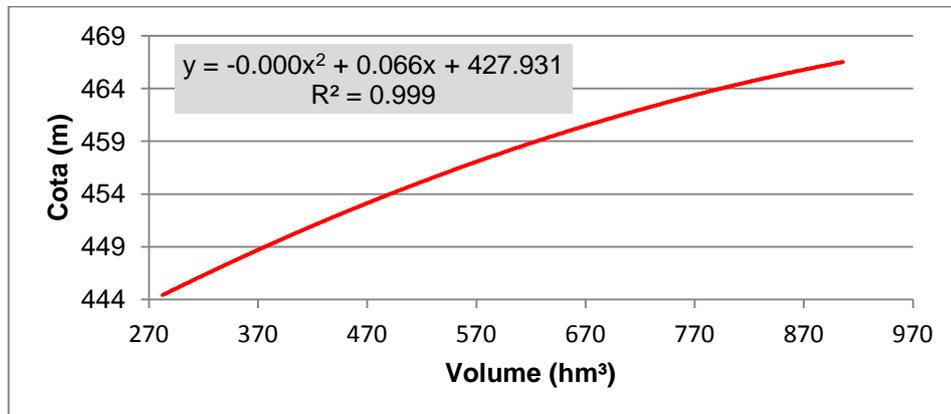


Figura 2.3. Curva Cota X Volume do reservatório de Funil (ONS, 2012).

O reservatório apresenta formato tentacular, com um canal principal de cerca de 35 km entre Queluz e a barragem (25 km em linha reta), com um desnível de 70 m e declividade média de 2/1000, e dois canais secundários, alimentados por pequenos cursos com nascentes na bacia paulista (SEMA, 1997).

Segundo SEMA (1997), o tempo de residência do reservatório é de 55 dias, sendo que as vazões médias afluentes ao reservatório situam-se em 250 m³/s em períodos hidrológicos normais. No período de outubro a março, correspondente à estação chuvosa, as vazões médias são de 500 m³/s, enquanto que, no período seco, entre abril e setembro, as vazões são da ordem de 160 m³/s.

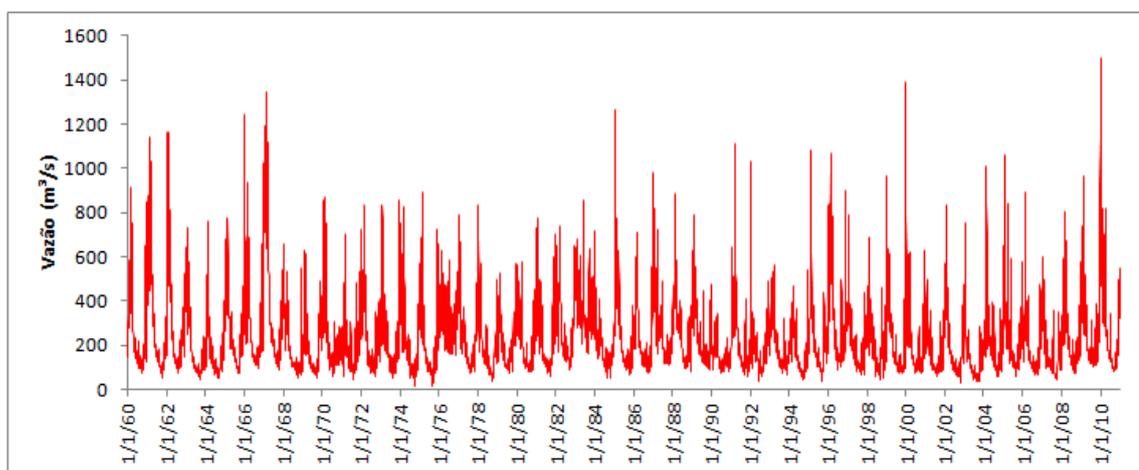


Figura 2.4. Hidrograma diário de vazões afluentes ao reservatório de Funil entre 1960 e 2010. (ONS, 2012).

De acordo com SEMA (1997) o nível do reservatório é operado com alocação sazonal de volume, em que os níveis mais altos são mantidos e estabilizados no período seco, entre março e agosto. Normalmente de outubro a dezembro ocorre a redução forçada do nível de água no período que antecede o pico de cheias, otimizando a geração de energia no período chuvoso e a regularização das vazões.

2.1.2. Características geoambientais

Na região onde se localiza o reservatório de Funil, o tipo climático é mesotérmico com verões quentes e estação chuvosa no verão, segundo classificação climática de *Köppen*, e com clima continental do tipo Aw, ou seja, com uma estação seca bem acentuada coincidindo com o inverno. De acordo com a classificação de *Thornthwaite*, o clima é úmido com pouca deficiência de água, mesotérmico, com calor bem distribuído o ano todo. Estas características climáticas estão associadas à atuação das massas de ar Tropical Atlântica (mTa) – quente e úmida – e a Polar Atlântica (mPa) – fria e seca – relacionada aos sistemas de chuvas frontais.

De acordo com as Normais Climatológicas de 1961-1990 (RAMOS *et al.*, 2009) da estação meteorológica de Resende-RJ do INMET (Cód: 83738) (Figura 2.5), a precipitação média anual é de 1552 mm, sendo que o trimestre mais chuvoso ocorre de dezembro a fevereiro com total de 748 mm, e máximo mensal em janeiro (279mm), enquanto o trimestre mais seco ocorre de junho a agosto com total de 79 mm e mínimo mensal em julho (20mm). A temperatura média anual é de 22,3°C, sendo as maiores temperaturas médias registradas no mês de fevereiro (25,5°C) e as menores em julho (18,5°C).

O balanço hídrico climatológico de *Thornthwaite*, nessa estação (Tabela 2.1) indica um déficit hídrico anual na região de 167 mm entre maio e setembro, correspondente ao período mais seco, enquanto nos meses de dezembro a abril ocorre um excedente hídrico total de 431 mm em decorrência do período chuvoso.

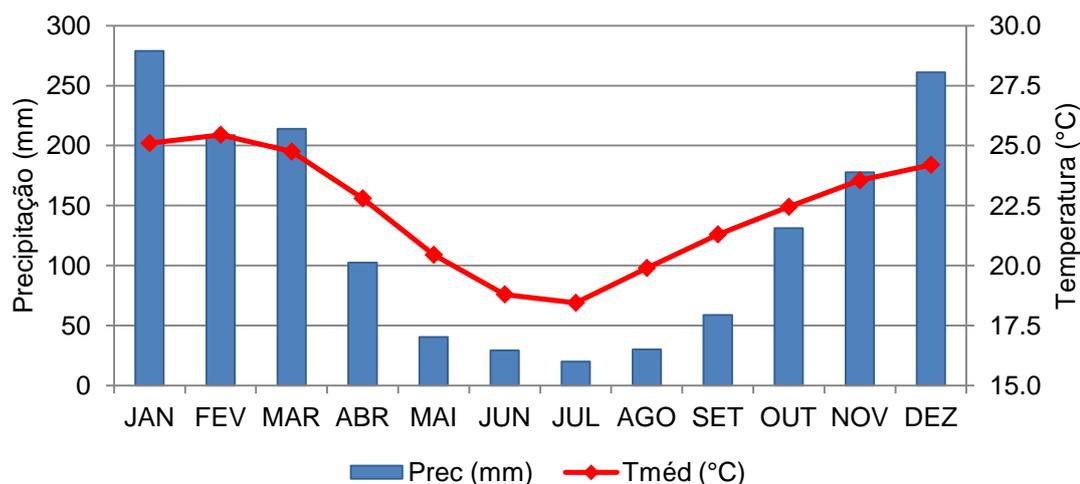


Figura 2.5. Gráfico das médias mensais de temperatura e precipitação na estação meteorológica de Resende-RJ, no período de 1961-1990.

Tabela 2.1. Balanço hídrico climatológico da estação Resende-RJ (83738), segundo Thornthwaite E Mather (1955) (CAD = 100 mm), no período de 1961-1990.

MÊS	Tméd (°C)	Prec (mm)	ET ₀ (mm)	Prec-ET ₀ (mm)	Neg. Ac. (mm)	ARM (mm)	ALT (mm)	ETR (mm)	DEF (mm)	EXC (mm)
JAN	25.1	279.0	136.8	142.2	0.0	100.0	0.0	136.8	0.0	142.2
FEV	25.5	208.7	122.3	86.4	0.0	100.0	0.0	122.3	0.0	86.4
MAR	24.8	213.9	122.5	91.4	0.0	100.0	0.0	122.5	0.0	91.4
ABR	22.8	102.5	97.3	5.2	0.0	100.0	0.0	97.3	0.0	5.2
MAI	20.5	40.4	82.9	-42.5	42.5	65.4	-34.6	75.0	7.9	0.0
JUN	18.8	29.2	68.1	-38.9	81.4	44.3	-21.1	50.3	17.8	0.0
JUL	18.5	20.0	78.7	-58.7	140.0	24.7	-19.7	39.7	39.0	0.0
AGO	19.9	30.0	99.0	-69.0	209.0	12.4	-12.3	42.3	56.7	0.0
SET	21.3	58.8	109.6	-50.8	259.8	7.4	-4.9	63.7	45.9	0.0
OUT	22.5	131.1	118.9	12.2	162.7	19.7	12.2	118.9	0.0	0.0
NOV	23.6	177.7	124.7	53.0	31.9	72.7	53.0	124.7	0.0	0.0
DEZ	24.2	261.1	127.3	133.8	0.0	100.0	27.3	127.3	0.0	106.5
ANUAL	22.3	1552.4	1287.9	264.5	927.3	646.5	0.0	1120.7	167.3	431.7

Legenda: Tméd: Temperatura média (°C); Prec: Precipitação (mm); ET₀: Evapotranspiração de referência (mm); Neg. Ac.: Negativo acumulado (mm); ARM: Armazenamento (mm); ALT: Alteração (mm); ETR: Evapotranspiração real (mm); DEF: Déficit; EXC: Excedente (mm).
 Fonte: Estação Resende (Cód.: 83738), INMET.

A vegetação original na região constituía-se da floresta estacional semidecidual, um subtipo da mata Atlântica, que hoje se apresenta fortemente alterada, onde a

fragmentação causada pelos processos históricos de ocupação, principalmente pela agricultura cafeeira e mais recentemente com a industrialização, suprimiu quase totalmente a vegetação nativa, inclusive as matas ciliares, sendo que os fragmentos arbóreos existentes são de florestas comerciais de Eucalipto e Pinus (EPE/SONDOTÉCNICA, 2007). Atualmente predominam extensas áreas de pastagens com manchas isoladas de capoeiras, nas quais os processos erosivos mantêm-se evidentes por meio de voçorocamentos (DANTAS & NETTO, 1996). As exceções a este quadro generalizado de degradação são encontradas ao norte e ao sul do reservatório de Funil, onde se localizam respectivamente o Parque Nacional de Itatiaia e o Parque Nacional da Serra da Bocaina, classificadas como Unidades de Conservação de Proteção Integral e que representam importantes remanescentes do Bioma Mata Atlântica na região.

O substrato litológico onde se localiza o reservatório de Funil pertence ao Complexo Embu, de idade Neoproterozóica, sendo formado por ortognaisses e migmatitos com mesossoma granítico-tonalítico, estruturalmente orientadas na direção NE-SW e delimitados por zonas de cisalhamento transcorrentes que o fragmentam num padrão anastomosado e controlam fortemente o curso dos rios nesta área da bacia do rio Paraíba do Sul (EPE/SONDOTÉCNICA, 2007).

A unidade de relevo na área do reservatório corresponde à unidade geomorfológica da depressão do médio vale do Paraíba, que, de acordo com BRASIL (1983), apresenta formas de relevo condicionadas a um controle geológico, afetadas por sucessivas fases erosivas e deposicionais, apresentando modelados estruturalmente alongados e paralelos entre si, onde podem ser identificados colinas, cristas, escarpas erosivas e vales adaptados a falhas e fraturas, que cortam a área com orientação geral NE-SW. As altitudes de base nessa área variam de 470m a montante do reservatório à cerca de 400m a jusante da barragem, caracterizando um desnível de cerca de 70m. Nas áreas no entorno do reservatório as elevações podem atingir 800m com modelados predominantemente côncavo-convexos e declividades variando em geral de 20 a 45%.

A cobertura pedológica da região é composta predominantemente por argissolos e latossolos. De acordo com Soares *et al* (2008a), os latossolos dessa região apresentam alta capacidade de infiltração, consistindo de solos profundos e com drenagem boa à excessiva. As unidades de mapeamento LVAa22, LVAd9 e

LVAd10 apresentam forte susceptibilidade à erosão, enquanto a unidade LAa2 é considerada como de susceptibilidade ligeira (EPE/ SONDOTÉCNICA, 2007). Os argissolos possuem baixa capacidade de infiltração, consistindo de camadas impermeáveis que dificultam o movimento descendente da água (SOARES *et al.*, 2008a), conferindo elevado potencial erosivo, com susceptibilidade forte para a unidade PVAa2 e muito forte para a unidade PVAa3 (EPE/ SONDOTÉCNICA, 2007). A apresentação e descrição das unidades de mapeamento dos solos podem ser observadas na tabela 2.2.

Tabela 2.2. Descrição das classes de solos existentes no entorno do reservatório de Funil.

Unidade de Mapeamento	Classe	Descrição
PVAa2	Argissolo Vermelho-Amarelo	Argissolo Vermelho-Amarelo Alumínico ou Distrófico Tb A moderado textura média/argilosa + Cambissolo Háplico Alumínico ou Distrófico Tb A moderado textura média ou argilosa, todos relevo forte ondulado e montanhoso
PVAa3		Argissolo Vermelho-Amarelo Alumínico Tb A moderado textura média/argilosa + Latossolo Vermelho-Amarelo Alumínico léptico A moderado textura argilosa + Cambissolo Háplico Alumínico Tb A moderado textura média, todos relevo montanhoso
CXa12	Cambissolo Háplico	Cambissolo Háplico Alumínico ou Distrófico Tb A moderado ou proeminente textura argilosa ou média relevo montanhoso/forte ondulado + Latossolo Vermelho Alumínico A moderado textura argilosa relevo forte ondulado + Latossolo Vermelho Alumínico léptico A
CXbe		Cambissolo Háplico Tb Eutrófico ou Distrófico A moderado textura argilosa ou muito argilosa relevo plano + Gleissolo Háplico Eutrófico ou Distrófico Ta ou Tb A moderado textura argilosa ou muito argilosa relevo plano
CXbd9		Cambissolo Háplico Distrófico textura argilosa e média relevo montanhoso e escarpado + Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico textura argilosa relevo montanhoso ambos A moderado + Afloramentos de Rochas
LAa2	Latossolo Amarelo	Latossolo Amarelo Alumínico ou Distrófico A moderado argilosa relevo suave ondulado + Argissolo Amarelo Alumínico ou Distrófico Tb câmbico A moderado textura média/argilosa relevo suave ondulado/ondulado
LVAd10	Latossolo Vermelho-Amarelo	Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico relevo montanhoso e forte ondulado + Cambissolo Háplico distrófico relevo montanhoso, ambos A moderado, textura argilosa
LVAa22		Latossolo Vermelho-Amarelo Alumínico ou Distrófico A moderado textura argilosa ou muito argilosa + Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico Tb A moderado textura argilosa/muito argilosa ou média/argilosa + Argissolo Vermelho-Amarelo Alumínico ou Distrófico
LVAd9		Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico textura argilosa relevo forte ondulado e montanhoso + Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico argissólico, textura argilosa relevo forte ondulado, ambos A moderado

Fonte: EPE/ SONDOTÉCNICA (2007).

2.1.3. Impactos ambientais e usos múltiplos

Por ter sido construído em um período onde não eram exigidos estudos de impacto ambiental (EIA/RIMA), diversos impactos provenientes da construção da UHE de Funil não foram previstos, destacando-se os relativos à ictiofauna, à vegetação ciliar e à eutrofização do reservatório, com a consequente explosão da densidade populacional de algas, cianobactérias e macrófitas (Tabela 2.3).

Tabela 2.3. Resumo dos principais impactos ambientais da UHE de Funil.

Impactos sobre a natureza	Impactos sobre a sociedade
<ul style="list-style-type: none">◆ Escorregamento de encostas marginais;◆ Mineração de pedra, solo e areia p/ construção do empreendimento;◆ Perda de 40 km² de terras;◆ Desaparecimento de importantes habitats;◆ Perda de áreas úmidas;◆ Prejuízos aos ecossistemas aquáticos com a transformação do ambiente lótico em lêntico e pelo barramento do rio, impedindo a migração das espécies reofílicas;◆ Inundação de remanescentes de matas nativas.	<ul style="list-style-type: none">◆ Redução da pecuária leiteira;◆ Interrupção de acessos rodoviários;◆ Interferência na infra-estrutura de energia e de telecomunicações;◆ Diminuição da população residente e perda de atividades produtivas;◆ Promoção do Uso Múltiplo do reservatório, possibilitando atividades de abastecimento público, irrigação, navegação e pesca esportiva, turismo e lazer e aquicultura (tanques-rede).

Fonte: CEIVAP (2007).

Com relação aos aspectos limnológicos do reservatório de Funil diversos estudos têm demonstrado a presença constante de elevada biomassa fitoplanctônica associado ao aporte contínuo de N e P de efluentes domésticos e industriais a montante (FERRÃO-FILHO *et al.*, 2009; CETESB, 2010), com uma alta predominância de cianobactérias tóxicas dos gêneros *Anabaena*, *Cylindrospermopsis* e *Microcystis* (SOARES *et al.*, 2009), as quais são influenciadas principalmente pelas alterações na temperatura da água, tempo de retenção e pelas características físicas e hidráulicas do reservatório (FERRÃO-FILHO *et al.*, 2009; SOARES *et al.*, 2008b).

No reservatório de Funil os poluentes químicos e metais pesados, provenientes de efluentes industriais, são observados em maiores concentrações nos sedimentos

depositados principalmente próximos a entrada do rio Paraíba do Sul, onde a redução da velocidade das águas favorece sua deposição. (SEMA, 1997).

De acordo com CEIVAP (2007) embora existam programas desenvolvidos para os aspectos limnológicos e ictiológicos no reservatório de Funil sua execução apresenta dificuldades em relação a diversos fatores, destacando-se: a ausência de diagnósticos ambientais, principalmente estudos sobre os ecossistemas impactados durante a construção da UHE, ausência de integração entre os estudos limnológicos e ictiológicos, deficiências no monitoramento e nos aspectos institucionais e na articulação interinstitucional, que dificultam a implementação de programas ambientais e a adoção, entre os demais usuários, de objetivos comuns voltados à conservação dos recursos aquáticos.

2.2. Procedimentos metodológicos

Foi realizada uma campanha de campo nos dias 12 e 13 de dezembro de 2011 para a aquisição de dados limnológicos em 21 pontos amostrais distribuídos no corpo principal e braços do reservatório da UHE de Funil (Figura 2.6 e Tabela 2.4). Foi utilizada embarcação a motor para percorrer os pontos previamente definidos, e receptor GPS de navegação para a localização e orientação em campo.

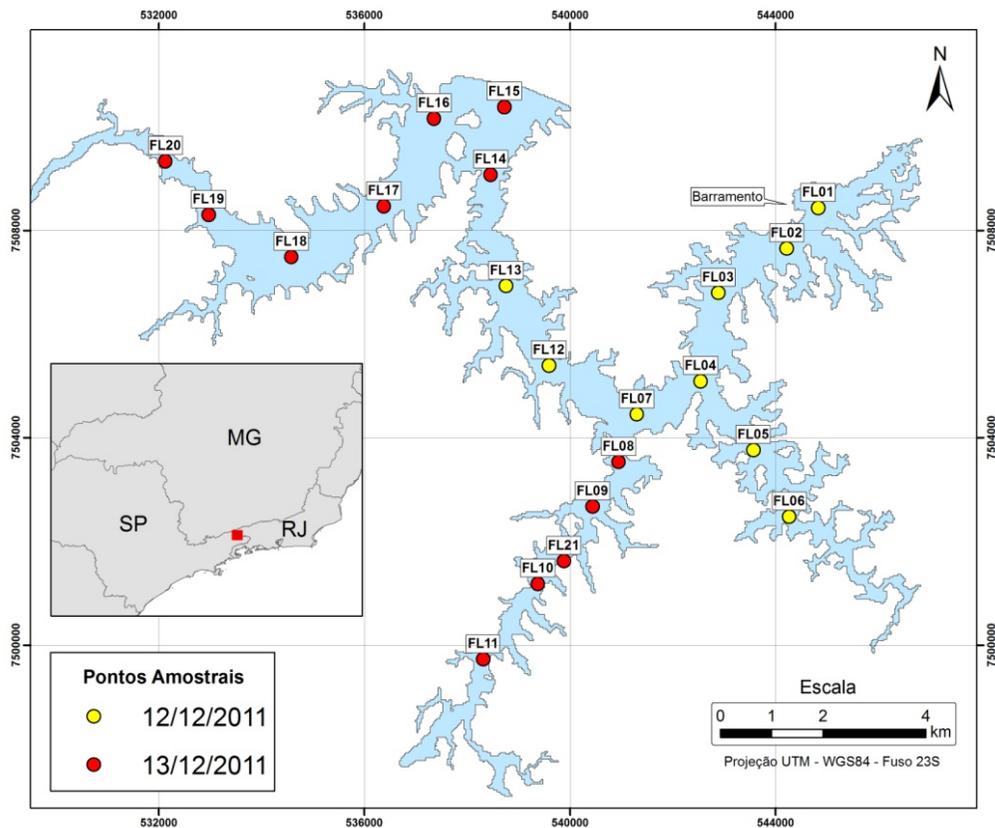


Figura 2.6. Localização dos pontos amostrais no reservatório de Funil.

Tabela 2.4. Coordenadas planimétricas e geodésicas dos pontos amostrais.

PONTO	Coordenadas UTM ^(*)		Coordenadas Geodésicas ^(*)	
	N (m)	E (m)	Latitude	Longitude
FL 01	7508434	544831	22° 31' 48.26" S	44° 33' 50.57" W
FL 02	7507653	544217	22° 32' 13.73" S	44° 34' 11.96" W
FL 03	7506795	542882	22° 32' 41.76" S	44° 34' 58.64" W
FL 04	7505092	542541	22° 33' 37.16" S	44° 35' 10.40" W
FL 05	7503764	543566	22° 34' 20.27" S	44° 34' 34.38" W
FL 06	7502475	544267	22° 35' 2.12" S	44° 34' 9.69" W
FL 07	7504450	541300	22° 33' 58.17" S	44° 35' 53.78" W
FL 08	7503531	540945	22° 34' 28.07" S	44° 36' 6.12" W
FL 09	7502672	540439	22° 34' 56.06" S	44° 36' 23.79" W
FL 10	7501184	539376	22° 35' 44.55" S	44° 37' 0.88" W
FL 11	7499724	538307	22° 36' 32.12" S	44° 37' 38.17" W
FL 12	7505397	539590	22° 33' 27.49" S	44° 36' 53.75" W
FL 13	7506929	538754	22° 32' 37.74" S	44° 37' 23.17" W
FL 14	7509075	538458	22° 31' 27.98" S	44° 37' 33.71" W
FL 15	7510382	538723	22° 30' 45.47" S	44° 37' 24.54" W
FL 16	7510157	537354	22° 30' 52.87" S	44° 38' 12.45" W
FL 17	7508467	536377	22° 31' 47.94" S	44° 38' 46.52" W
FL 18	7507489	534579	22° 32' 19.87" S	44° 39' 49.36" W
FL 19	7508303	532968	22° 31' 53.51" S	44° 40' 45.83" W
FL 20	7509339	532129	22° 31' 19.88" S	44° 41' 15.27" W
FL 21	7501623	539879	22° 35' 30.22" S	44° 36' 43.28" W

(*) Datum WGS84, Fuso 23S (UTM).

2.2.1. Dados Limnológicos

Através de uma sonda multiparamétrica YSI 6600 foram medidos diretamente *in situ*, os parâmetros limnológicos: oxigênio dissolvido – OD (mg/L); temperatura da água (°C); turbidez (NTU); pH e condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

Para esses parâmetros, foram realizadas duas medidas para cada ponto, sendo uma à superfície e outra à subsuperfície. A transparência da água foi medida através da profundidade de desaparecimento do Disco de Secchi, a partir do qual foram definidas as profundidades para as coletas de subsuperfície, enquanto a profundidade total em cada ponto amostral foi medida através de uma sonda portátil (Speedtech SM5).

Simultaneamente foram coletadas amostras de água em cada ponto para posterior análise laboratorial dos parâmetros: Clorofila-a ($\mu\text{g}/\text{L}$); Fósforo Total – PT ($\mu\text{g}/\text{L}$) e Ortofosfato – PO_4^{3-} ($\mu\text{g}/\text{L}$). Para esses parâmetros, foram realizadas apenas coletas à superfície.

As amostras de água em cada ponto foram coletadas utilizando frascos de plástico de 500 ml, previamente identificados. Antes de cada coleta os frascos foram enxaguados com a água do próprio reservatório, sendo que após a coleta os frascos permaneceram acondicionados em caixa de isopor tampada para abrigo da luz ambiente. O volume de 500 ml em cada ponto amostral foi posteriormente fracionado nas seguintes proporções: 100 ml para análise de Fósforo Total; 100 ml para Ortofosfato e 200 ml para Clorofila-a. Os 100 ml restantes foram deixados de reserva em caso de erros, sendo descartados em seguida. As amostras para análise de fósforo total foram acondicionadas diretamente em frascos de 100 ml, sendo devidamente etiquetados e posteriormente congelados. As amostras para análise de Ortofosfato foram filtradas através de seringa contendo filtros de membrana de 47mm e 1.2 μm de porosidade, sendo devidamente etiquetados e posteriormente congelados. Para as amostras de clorofila-a de cada ponto amostral foram filtrados 200 ml, sendo realizado em réplica com utilização de dois filtros de membrana de 1.2 μm , caracterizando 100 ml filtrados para cada membrana. Devido a alta concentração de material não filtrável, em algumas amostras não foi possível a filtragem de 100 ml, deixando-se registrado os valores filtrados em cada amostra.

Imediatamente após a filtragem, as membranas para análise de clorofila-a foram colocadas para secagem abrigadas da luz. Após a secagem os dois filtros de cada ponto amostral foram dobrados com as faces internas voltadas para dentro e inseridas em tubo de ensaio de 5 ml revestido com papel alumínio para proteção contra a luz, sendo em seguida etiquetados e congelados.

As amostras congeladas foram devidamente acondicionadas e transportadas para o Laboratório de Ecologia Aquática da Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF para determinação analítica da concentração de fósforo total, ortofosfato e clorofila-a em cada ponto de coleta, de acordo com as recomendações de Mackereth *et al.* (1978), (GOLTERMAN *et al.*, 1978; VALDERRAMA, 1981) e no *Standard Methods* 10200H (APHA, 1999).

2.2.2. Cálculo do Índice de Estado Trófico - IET

Para avaliar o grau de trofia no reservatório de Funil, a partir dos dados limnológicos levantados, foram utilizados: **a)** Índice de Estado Trófico de Carlson (CARLSON, 1977); **b)** Índice de Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo *et al.* (1983) e **c)** modificado por Lamparelli (2004), através dos quais foi possível avaliar o estado trófico do reservatório a partir de características como transparência da água (DS), concentração de clorofila-a (Chl), fósforo total (PT) e ortofosfato (PSR).

a) IET de Carlson (CARLSON, 1977):

$$\text{IET(DS)} = 10 \left(6 - \frac{\ln \text{DS}}{\ln 2} \right) \quad (2.1)$$

$$\text{IET(Chl}_a) = 10 \left(6 - \frac{2.04 - 0.68 \ln \text{Chl}_a}{\ln 2} \right) \quad (2.2)$$

$$\text{IET(PT)} = 10 \left(6 - \frac{\ln \frac{48}{\text{PT}}}{\ln 2} \right) \quad (2.3)$$

O IET de Carlson varia de 0 a 100, sendo que os limiares que determinam os diferentes graus de trofia podem ser observados a seguir (Tabela 2.5).

Tabela 2.5. Critérios de estado trófico para o índice de Carlson.

IET	Estado Trófico
< 20	Ultra-oligotrófico
21 a 40	Oligotrófico
41 a 50	Mesotrófico
51 a 60	Eutrófico
> 60	Hipereutrófico

b) IET modificado por Toledo *et. al* (1983):

$$IET(DS) = 10 \left(6 - \frac{0.64 + \ln DS}{\ln 2} \right) \quad (2.4)$$

$$IET(Chla) = 10 \left(6 - \frac{2.04 - 0.695 \ln Chla}{\ln 2} \right) \quad (2.5)$$

$$IET(PT) = 10 \left(6 - \frac{\ln \frac{80.32}{PT}}{\ln 2} \right) \quad (2.6)$$

$$IET(PSR) = 10 \left(6 - \frac{\ln \frac{21.67}{PSR}}{\ln 2} \right) \quad (2.7)$$

O IET médio foi obtido através de uma ponderação dos índices de cada variável, da seguinte forma:

$$IET_{m\u00e9dio} = \frac{IET(DS) + 2[IET(PT) + IET(PSR) + IET(CHLa)]}{7} \quad (2.8)$$

As faixas de delimitação do estado trófico para este índice são apresentadas na Tabela 2.6.

Tabela 2.6. Critérios de estado trófico de acordo com o sistema de classificação proposto por Toledo (1990) (apud LAMPARELLI, 2004).

IET	Estado Trófico
< 24	Ultraoligotrófico
24 a 44	Oligotrófico
44 a 54	Mesotrófico
54 a 74	Eutrófico
>74	Hipereutrófico

c) IET modificado por Lamparelli (2004) (para reservatórios):

$$IET(Chla) = 10 \left(6 - \frac{0.92 - 0.34 \ln Chl}{\ln 2} \right) \quad (2.9)$$

$$IET(PT) = 10 \left(6 - \frac{1.77 - 0.42 \ln PT}{\ln 2} \right) \quad (2.10)$$

$$IET_{\text{médio}} = \frac{IET(Chl) + IET(PT)}{2} \quad (2.11)$$

Tabela 2.7. Limites para diferentes níveis de estado trófico, segundo o sistema de classificação proposto por Lamparelli (2004) para reservatórios.

Nível Trófico	Fósforo total (mg.L ⁻¹)	Clorofila a (µg.L ⁻¹)	Transparência - S (m)	IET _{médio}
Ultraoligotrófico	≤ 0,008	≤ 1,17	≥ 2,4	≤ 47
Oligotrófico	0,008 < PT ≤ 0,019	1,17 < CI ≤ 3,24	2,4 > S ≥ 1,7	47 < IET ≤ 52
Mesotrófico	0,019 < PT ≤ 0,052	3,24 < CI ≤ 11,03	1,7 > S ≥ 1,1	52 < IET ≤ 59
Eutrófico	0,052 < PT ≤ 0,120	11,03 < CI ≤ 30,55	1,1 > S ≥ 0,8	59 < IET ≤ 63
Supereutrófico	0,120 < PT ≤ 0,233	30,55 < CI ≤ 69,05	0,8 > S ≥ 0,6	63 < IET ≤ 67
Hipereutrófico	>0,233	>69,05	<0,6	>67

2.2.3. Análises estatísticas

Através do código computacional STATISTICA versão 7.0, foi avaliada a normalidade estatística do conjunto dos dados limnológicos coletados *in situ*, com objetivo de garantir a confiabilidade das análises, enquanto que a análise descritiva

do conjunto amostral foi realizada com objetivo de sumarizar quantitativamente as variáveis medidas.

O grau de associação entre as variáveis foi avaliado através da elaboração da matriz de correlação utilizando o coeficiente de correlação de *Spearman*.

Para avaliar o grau de similaridade entre os pontos amostrais foi realizada uma análise de agrupamento (*Cluster Analysis*) através da medida da distância euclidiana (d) entre os valores brutos das variáveis (i) em cada amostra (X; Y), de acordo com a expressão:

$$d(x,y) = [\sum (X_i - Y_i)^2]^{1/2} \quad (2.12)$$

Também foi utilizada a Análise de Componentes Principais (PCA) para ordenar os pontos amostrais e suas respectivas variáveis em poucos eixos fatoriais com o propósito de reduzir a dimensionalidade dos dados e descrever as relações entre essas variáveis.

A PCA é uma técnica de redução linear da dimensionalidade que identifica as direções ortogonais de máxima variância nos dados originais, e os projeta em um espaço de menor dimensionalidade formado de um subconjunto dos componentes de maior variância (BISHOP, 1995). Desta forma, torna-se possível identificar os padrões espaciais e as principais variáveis relacionadas com a variabilidade que possa existir no reservatório. Para aplicação da PCA, os dados foram log-transformados (exceto pH).

2.2.4. Análise espacial

Para uma melhor avaliação do gradiente espacial existente nas características limnológicas no reservatório de Funil, e para permitir a representação contínua das variáveis medidas foram utilizadas técnicas de análise espacial em ambiente SIG (Sistema de Informação Geográfica).

A análise espacial foi executada através da conversão das observações pontuais e espacialmente irregulares de cada variável, para uma representação matricial, que fornece uma visão mais realista do seu comportamento espacial, facilitando a identificação de possíveis padrões espaciais (BARBOSA, 2005). Os

dados limnológicos foram interpolados pelo método geoestatístico krigagem ordinária, utilizando-se o SIG ArcGIS, versão 10 (ESRI, 2010). Este método permite inferir valores em locais não amostrados a partir da análise e modelagem da variabilidade espacial do conjunto amostral, de forma a refletir a abrangência das amostras, tanto em termos de distância quanto em termos de direção.

Para utilização desse método foi necessário representar a estrutura de continuidade espacial de cada variável analisada por meio da elaboração do semivariograma experimental, que permite avaliar o grau de dependência espacial entre as amostras, ajustado a um modelo teórico definido *a priori*.

3. Resultados e Discussões

3.1. Dados Limnológicos

Nas Tabelas 2.8 e 2.9, são apresentados os resultados dos parâmetros limnológicos médios coletados *in situ* para cada ponto amostral assim como a estatística descritiva dos mesmos, durante a campanha de 12 e 13/12/2011.

Tabela 2.8. Dados limnológicos médios no reservatório de Funil (12 e 13/12/2011).

Pontos	S	OD	Temp.	Turb	pH	Cond.	Prof.	PO ₄ ³⁻	PT	Cla
FL 01	0.90	12.72	26.61	16.0	9.59	81.5	49.0	0.51	30.11	6.6
FL 02	0.85	13.50	27.26	17.5	9.25	84	46.2	14.11	39.26	16.4
FL 03	0.85	13.25	27.25	19.9	9.22	86	37.0	2.83	38.33	10.7
FL 04	0.80	12.45	27.95	18.8	9.10	84.5	51.2	4.62	41.45	25.7
FL 05	0.50	14.80	29.68	41.0	9.58	104	37.5	7.09	86.61	21.4
FL 06	0.50	13.11	29.40	30.6	9.49	93	25.2	7.06	49.68	10.2
FL 07	0.80	14.00	27.98	23.5	9.54	93.5	43.5	7.14	67.41	12.3
FL 08	0.55	14.23	28.05	30.9	9.26	98.5	34.7	6.43	71.19	21.6
FL 09	0.55	13.95	28.29	37.6	9.50	97.5	32.9	3.93	77.32	24.85
FL 10	0.45	13.04	28.80	36.9	8.95	93.5	25.0	3.47	70.75	45.55
FL 11	0.75	11.48	28.64	18.3	8.19	77	12.8	2.23	41.29	8.85
FL 12	0.83	11.95	28.55	22.4	8.99	87.5	40.1	2.28	59.54	17.80
FL 13	0.75	13.75	29.86	23.8	9.58	97.5	43.7	7.98	66.41	6.80
FL 14	0.75	13.33	28.61	19.6	8.34	95.5	27.5	7.63	66.15	44.70
FL 15	0.75	9.75	26.92	21.6	7.43	84	12.2	5.50	55.75	6.10
FL 16	0.60	9.92	26.83	29.1	7.44	82.5	28.7	2.96	58.63	20.35
FL 17	0.50	9.64	27.42	30.1	7.85	83	16.3	7.11	86.85	8.45
FL 18	0.50	7.64	25.12	33.3	6.34	82.5	3.2	24.91	59.33	1.70
FL 19	0.45	7.19	24.49	40.1	6.44	83	6.4	28.19	52.61	0.75
FL 20	0.40	7.49	24.44	40.0	7.00	83	7.4	28.24	58.87	1.15
FL 21	0.40	12.99	30.27	52.6	9.53	99.5	8.7	4.53	74.49	18.45

S: Transparência do Disco de Secchi (metros); OD: Oxigênio Dissolvido (mg/L); Temp.: Temperatura da água (°C); Turb.: Turbidez (NTU); Cond.: Condutividade Elétrica (µS/cm); Prof.: Profundidade Total (metros); PO₄³⁻: Ortofosfato (µg L⁻¹); PT: Fósforo Total (µg L⁻¹); Cla: Clorofila-a (µg L⁻¹).

Tabela 2.9. Estatística descritiva dos dados limnológicos.

	S	OD	Temp.	Turb	pH	Cond.	Prof.	PO ₄ ³⁻	PT	Cla
Min	0.4	7.19	24.44	16.00	6.34	77.00	3.20	0.51	30.11	0.75
Max	0.9	14.80	30.27	52.60	9.59	104.00	51.20	28.24	86.85	45.55
Média	0.640	11.91	27.73	28.74	8.60	89.38	28.06	8.51	59.62	15.73
Erro Padrão	0.037	0.51	0.35	2.16	0.24	1.67	3.34	1.81	3.44	2.70
Variância	0.029	5.54	2.65	97.63	1.19	58.45	234.87	69.10	249.04	153.44
Desvio Padrão	0.170	2.35	1.63	9.88	1.09	7.65	15.33	8.31	15.78	12.39
Coef. de Variação	0.27	0.20	0.06	0.34	0.13	0.09	0.55	0.98	0.26	0.79
Mediana	0.6	12.99	27.98	29.10	9.10	86.00	28.70	6.43	59.33	12.30
25 percentil	0.5	9.84	26.88	19.75	7.65	83.00	12.50	3.22	45.57	6.70
75 percentil	0.8	13.63	28.72	37.25	9.52	97.00	41.80	7.81	70.97	21.50
Assimetria	0.039	-0.95	-0.63	0.67	-0.95	0.37	-0.18	1.74	-0.07	1.18
Curtose	-1.664	-0.33	0.01	-0.16	-0.44	-1.18	-1.30	1.95	-0.64	1.30
Média Geométrica	0.62	11.66	27.69	27.21	8.53	89.07	22.43	5.77	57.48	10.48

S: Transparência do Disco de Secchi (metros); OD: Oxigênio Dissolvido (mg/L); Temp.: Temperatura da água (°C); Turb.: Turbidez (NTU); Cond.: Condutividade Elétrica (µS/cm); Prof.: Profundidade Total (metros); PO₄³⁻: Ortofosfato (µg L⁻¹); PT: Fósforo Total (µg L⁻¹); Cla: Clorofila-a (µg L⁻¹).

Na Tabela 2.10, é apresentada a matriz de correlação indicando o coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis analisadas.

Tabela 2.10. Matriz de correlação de Pearson do conjunto amostral dos dados limnológicos.

Variáveis	S	OD	Temp.	Turb.	PH	Cond.	Prof.	PO ₄ ³⁻	PT	Cla
S	1									
OD	0.36	1								
Temp.	0.10	0.81	1							
Turb.	-0.91	-0.19	0.03	1						
pH	0.35	0.95	0.78	-0.16	1					
Cond.	-0.28	0.68	0.68	0.45	0.60	1				
Prof.	0.68	0.72	0.37	-0.55	0.75	0.24	1			
PO43-	-0.45	-0.69	-0.71	0.36	-0.69	-0.24	-0.53	1		
PT	-0.60	0.13	0.34	0.62	0.05	0.66	-0.22	0.00	1	
Cla	0.00	0.54	0.50	0.01	0.38	0.48	0.30	-0.45	0.30	1

Obs.: Em **vermelho**, são os valores de "r" significativos a 99% (p < 0,01), enquanto que em **negrito**, são os valores de "r" significativos a 95% (p < 0,05).

3.1.1. Transparência da água (Secchi)

Com relação à transparência da água dada pela profundidade de desaparecimento do disco de Secchi pode-se observar que em todos os pontos amostrais os valores foram inferiores à 1m, com valor médio de 0,64m (Tabela 2.9). O valor máximo foi de 0,9m no ponto FL01, localizado próximo à barragem, enquanto o mínimo foi de 0,4m nos pontos FL 20 e 21 (Figuras 2.7 e 2.8). Estes baixos valores de transparência da água são característicos de ambientes com elevada turbidez onde a alta concentração de compostos dissolvidos e particulados favorece a forte dispersão da radiação (ESTEVES, 1998).

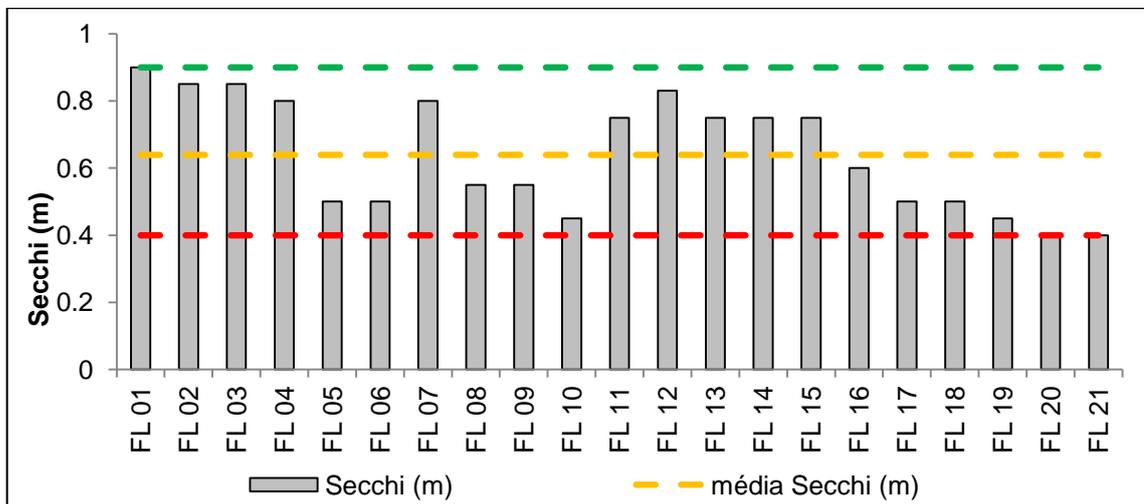


Figura 2.7. Variação Transparência da água (Secchi) nos pontos de amostragem.

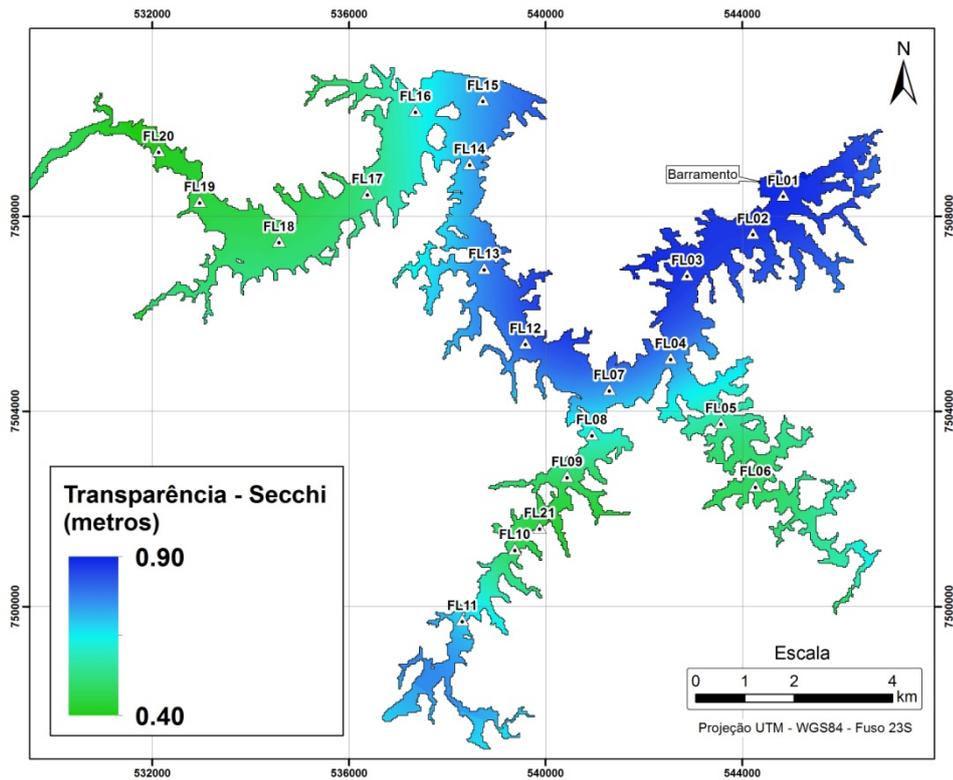


Figura 2.8. Distribuição espacial da transparência da água (Secchi).

3.1.2. Turbidez

Os valores de turbidez variaram de 16 NTU no ponto FL01 a 52,6 NTU no ponto FL21, com média situada em 28,7 NTU (Figuras 2.9).

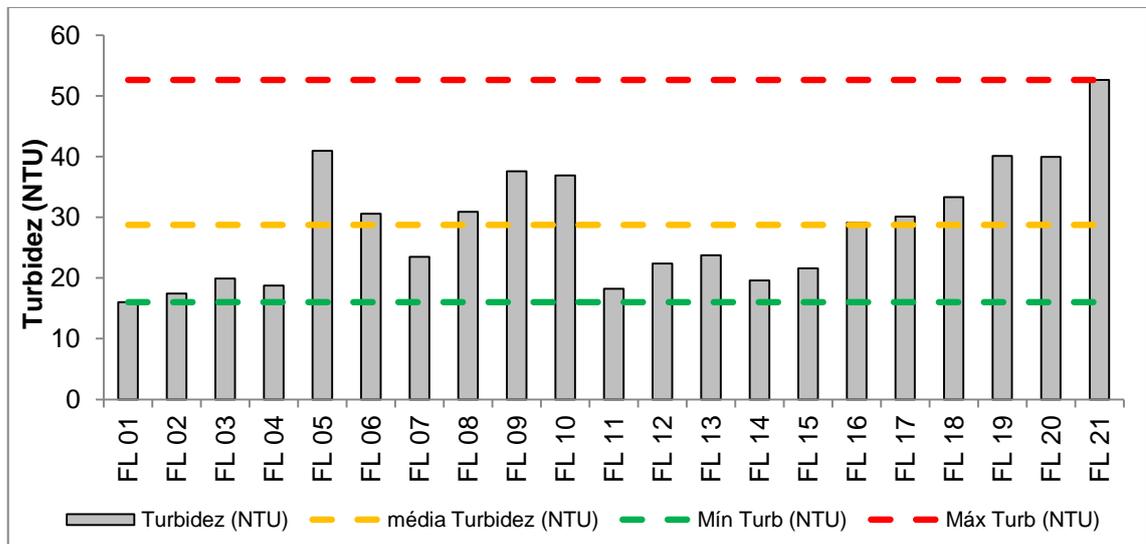


Figura 2.9. Variação da Turbidez nos pontos de amostragem.

Na figura 2.10 pode-se observar a distribuição espacial da turbidez, onde os maiores valores foram observados nos braços do reservatório e próximo à zona lótica do rio Paraíba do Sul.

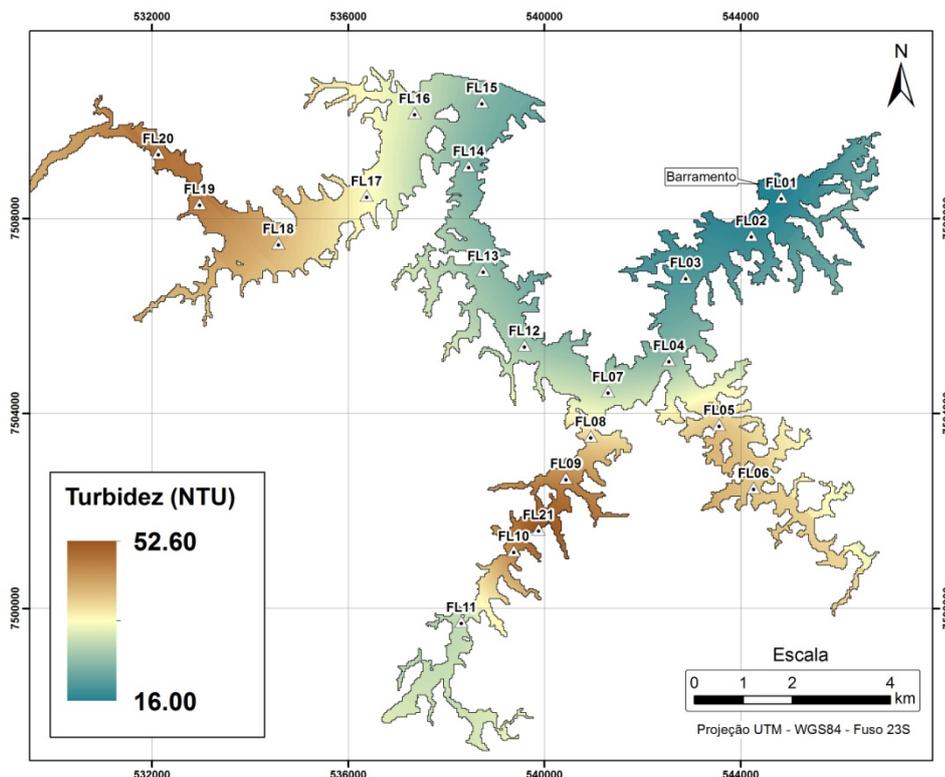


Figura 2.10. Distribuição espacial da Turbidez.

A turbidez da água apresenta comportamento inversamente proporcional à transparência, como pode ser observado no coeficiente de correlação ($r = -0,91$), sendo resultado da presença de partículas em suspensão na água, tais como, bactérias, fitoplâncton, substâncias orgânicas e inorgânicas (Esteves, 1998; Wetzel, 2001). A Turbidez pode ser considerada desta forma o oposto da transparência.

3.1.3. Oxigênio Dissolvido

Os valores de oxigênio dissolvido (OD) estiveram acima de 10 mg/L na maioria dos pontos amostrais (Figura 2.11), exceto nos pontos FL 15, 16, 17, 18, 19 e 20, localizados no trecho montante, próximos ao rio Paraíba do Sul, onde ocorreram os menores valores, com mínimo de 7,19 mg/L no ponto FL 19. As maiores concentrações de OD ocorreram nos pontos FL 05, 07, 08 e 09, localizados no corpo

central do reservatório próximos aos dois braços principais (dos ribeirões Santana e do Barreiro) com concentração máxima de 14,8 mg/L no ponto FL05 (Figura 2.12). A concentração média situou-se em 11,9 mg/L.

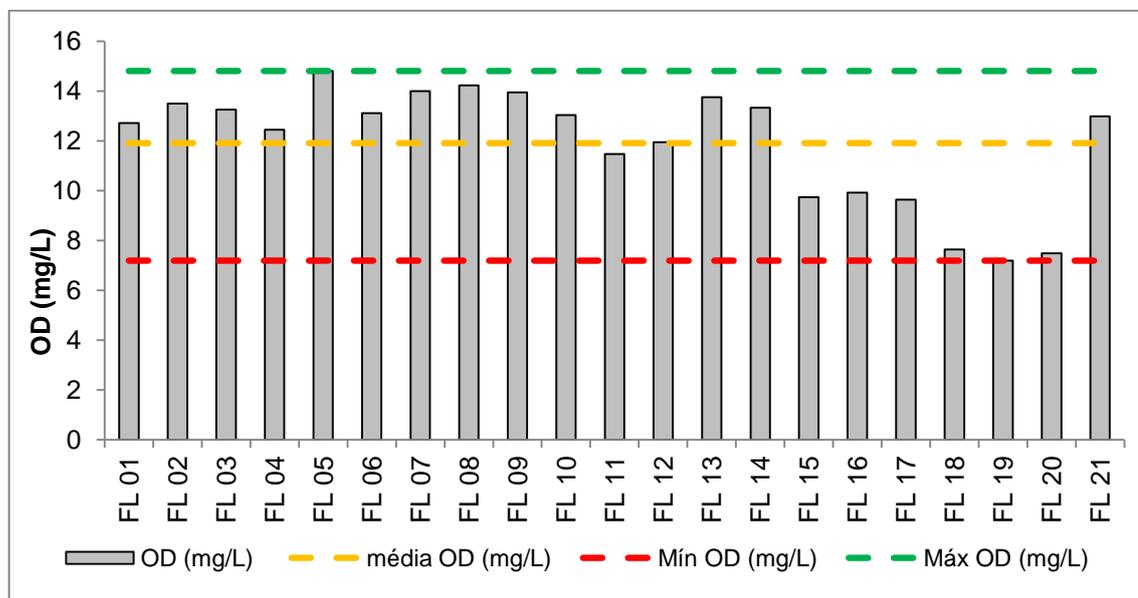


Figura 2.11. Variação dos valores de OD nos pontos de amostragem.

As concentrações de OD são influenciadas pela temperatura, que afeta a solubilidade dos gases na água, como a do oxigênio que aumenta em baixas temperaturas. Além disso, de acordo com Straškraba e Tundisi (2000), a concentração de oxigênio nas águas é função da relação entre a produção e utilização desse elemento, sendo que o aumento da atividade fotossintética por organismos fitoplanctônicos é responsável pelo incremento do oxigênio dissolvido, enquanto as menores concentrações estão relacionadas ao aumento do processo de decomposição da matéria orgânica decorrente da poluição que provoca o maior consumo de oxigênio.

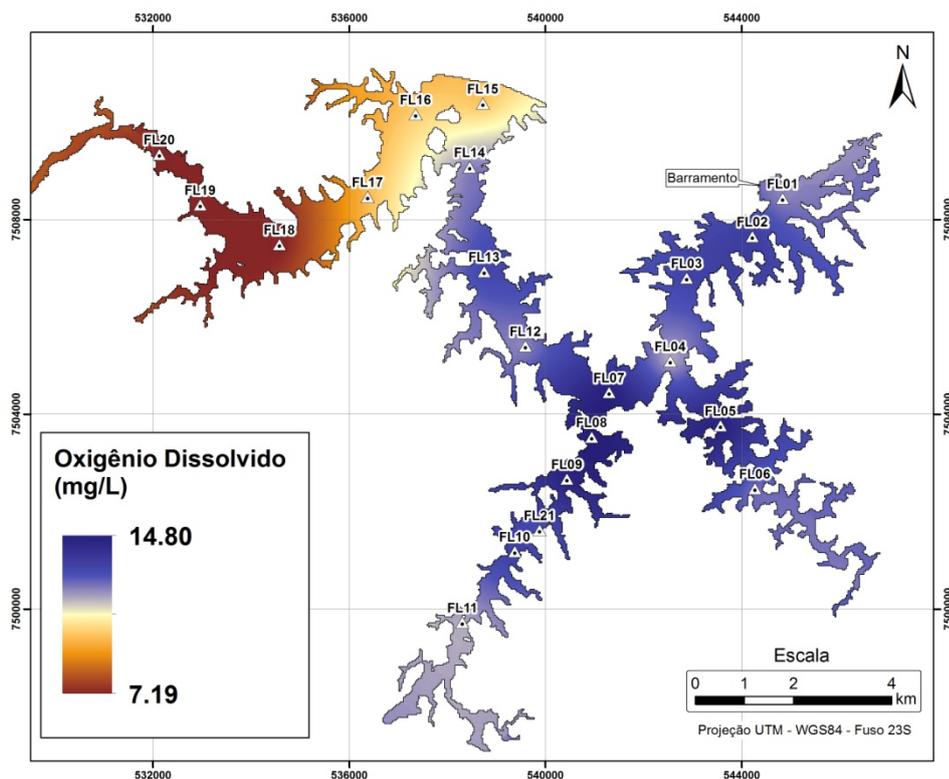


Figura 2.12. Distribuição espacial do Oxigênio Dissolvido.

3.1.4. Temperatura da água

A temperatura da água nos dias de campanha variou de 24,4°C no ponto FL20, próximo ao rio Paraíba do Sul, até o máximo de 30,2°C no ponto FL21, com média de 27,7°C (Figura 2.13).

Devido às diferenças horárias de amostragem em cada ponto, cujo intervalo foi de 10 às 16h, parte da variação da temperatura observada pode ter sido decorrente das diferenças na intensidade de radiação e das condições micrometeorológicas em cada horário de amostragem deste intervalo. Além disso, a composição das águas tem influência direta na absorção da energia solar e consequentemente na temperatura do meio aquático.

Nota-se que em geral as temperaturas estiveram elevadas (>25°C) em praticamente todos os pontos amostrais, exceto nos pontos FL19 e 20 (24,4°C) (Figura 2.14), seguindo a tendência meteorológica dos dias de coleta, onde as temperaturas máximas registradas na estação de Resende foram de 30,4 e 33°C com média de 23,2 e 26°C nos dias 12 e 13/12/2011, respectivamente.

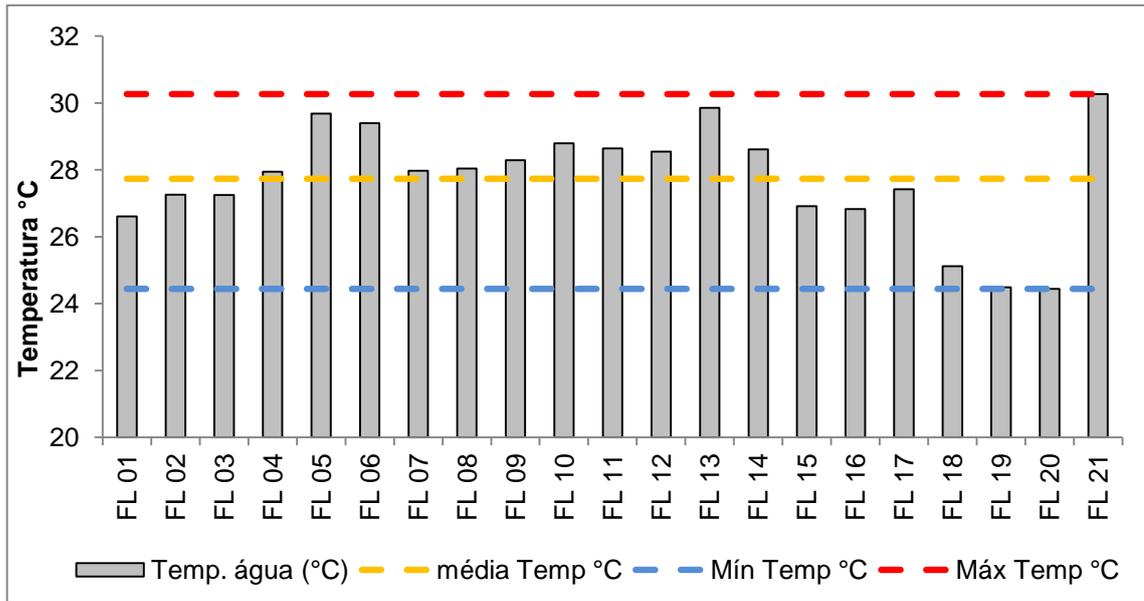


Figura 2.13. Variação da temperatura superficial da água nos pontos de amostragem.

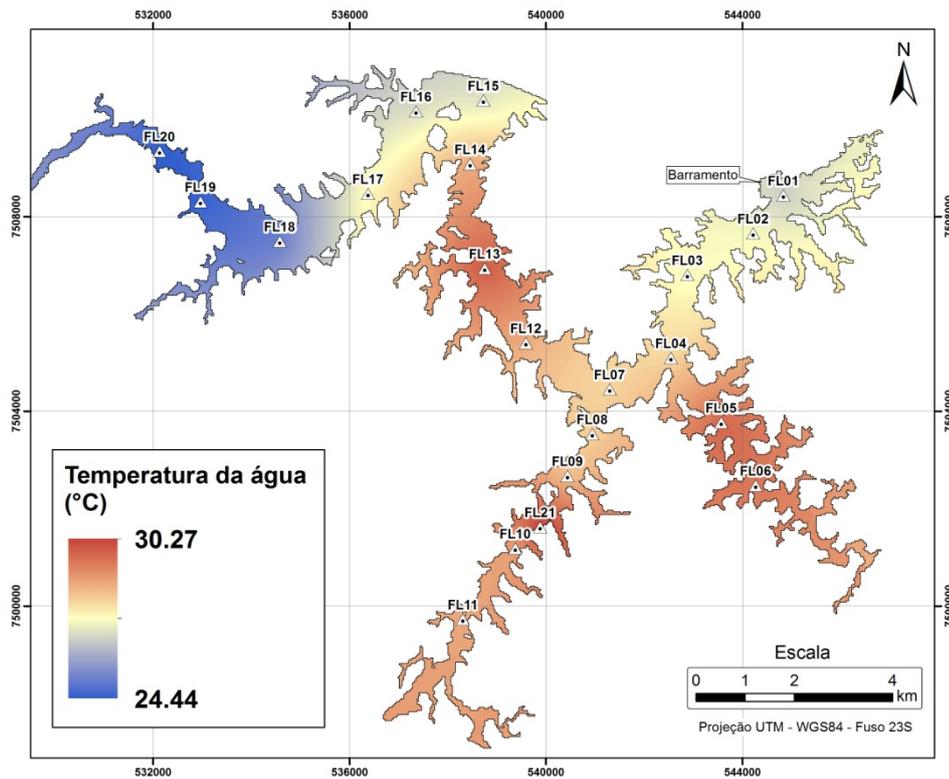


Figura 2.14. Distribuição espacial da Temperatura da água.

Na matriz de correlação da tabela 2.10 observa-se que a temperatura da água apresenta relação diretamente proporcional com o oxigênio dissolvido ($r = 0,81$). De

acordo com Von Sperling (2007) a temperatura da água influencia as taxas de reações físicas, químicas e biológicas, elevando ou reduzindo a solubilidade de gases como o oxigênio e a concentração de substâncias como a matéria orgânica. Estas alterações incidem na dinâmica de circulação ou estratificação da água, que por sua vez influenciam a distribuição de outros parâmetros como pH, condutividade elétrica e a concentração de nutrientes.

3.1.5. Potencial Hidrogeniônico - pH

Com relação ao pH observou-se pouca variação ($CV=0,13$), sendo que em 18 pontos amostrais o pH foi maior do que 7, com máximo de 9,8 no ponto FL05, enquanto que nos pontos FL18 e 19 ocorreram os menores valores, de 6,34 e 6,44, respectivamente, sendo a média de 8,6, demonstrando uma tendência à alcalinidade (Figura 2.15). Na figura 2.16 observa-se a distribuição espacial do pH, indicando que os menores valores de pH ocorrem no trecho mais a montante, próximo ao rio Paraíba do Sul.

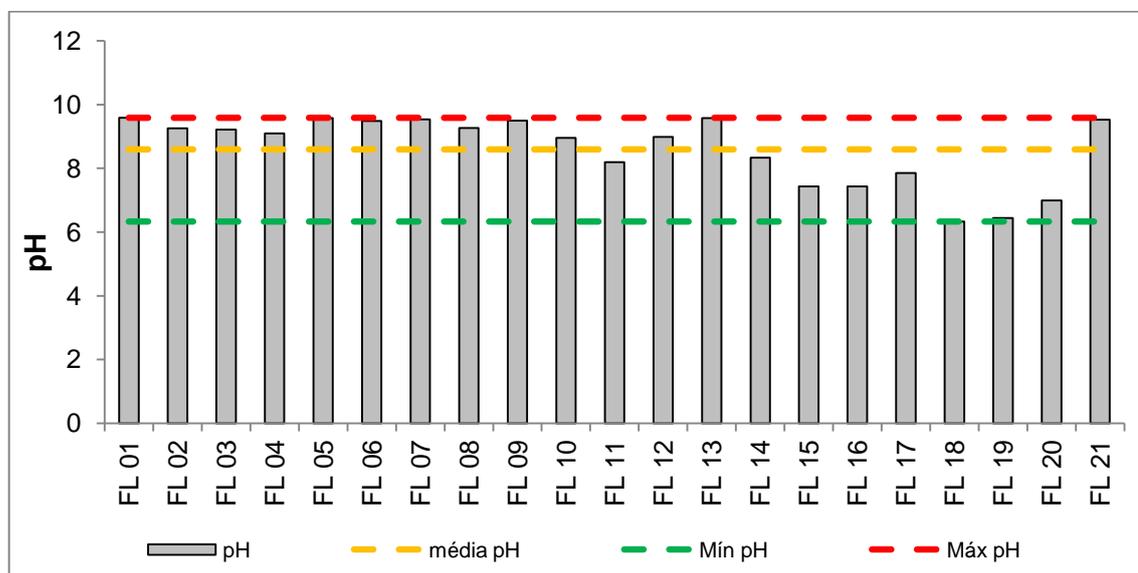


Figura 2.15. Variação dos valores de pH nos pontos de amostragem.

Observou-se uma forte relação entre os valores de pH e a concentração de OD, indicada pelo coeficiente de correlação de 0,95 (Tabela 2.10), que pode ser decorrente principalmente da atividade fotossintética dos organismos fitoplanctônicos

e plantas aquáticas em que é liberado O_2 e removido o CO_2 da água. O aumento de CO_2 na água permite a formação de elevadas quantidades de ácido carbônico (H_2CO_3), tornando o meio mais ácido ($pH < 7$) (QUEIROZ, 2006), sendo que a remoção de CO_2 pela fotossíntese reduz a formação deste ácido e favorece a maior alcalinidade do ambiente aquático ($pH > 7$).

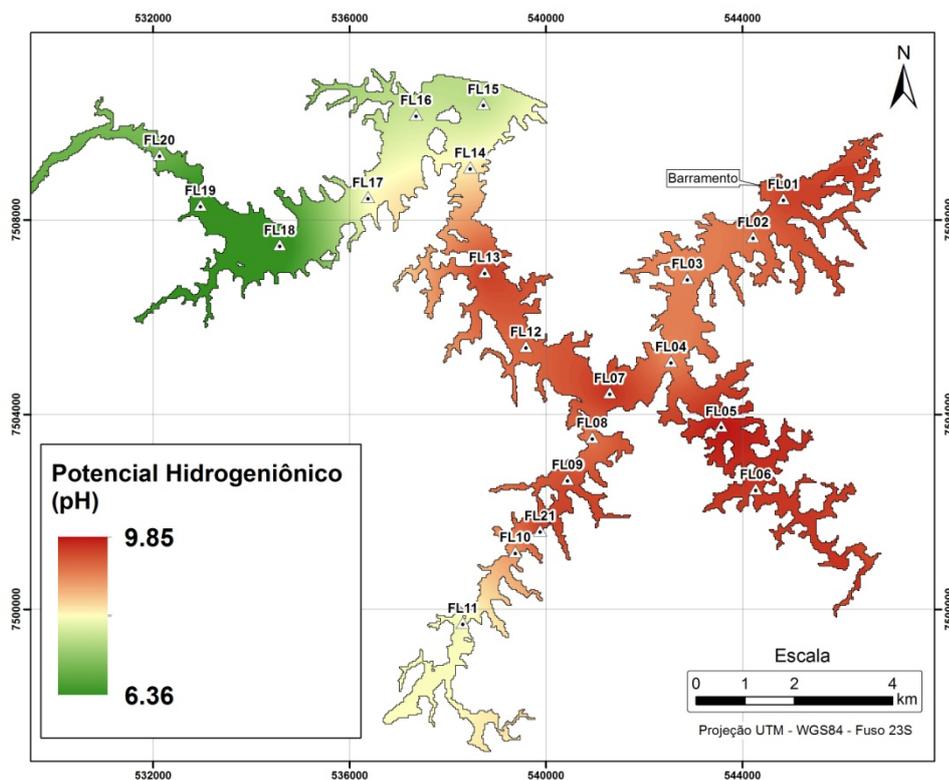


Figura 2.16. Distribuição espacial do pH.

3.1.6. Condutividade Elétrica

A Condutividade Elétrica apresentou valor máximo de $104 \mu S/cm$ no ponto FL05 e mínimo de $77 \mu S/cm$ no ponto FL11, com valor médio de $89,1 \mu S/cm$ (Figura 2.17). Observa-se que os valores apresentaram pouca variação ($CV=0,09$) indicando maior homogeneidade com relação a este parâmetro.

Na figura 2.18 observa-se que os maiores valores de condutividade elétrica ocorreram nos braços do reservatório, o que pode estar associado à existência de fontes de poluição nestes locais. Além disso, a maior tendência à alcalinidade das águas pode ter influência significativa sobre os valores de condutividade elétrica, como indicado pelo coeficiente de correlação ($r = 0,60$).

A Condutividade elétrica da água, segundo Macedo (2007), é determinada pela presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions, sendo definida como a capacidade de a água transmitir corrente elétrica. De acordo com Esteves (1998), em regiões tropicais, os valores de condutividade em ambientes aquáticos possuem maior relação com as características geoquímicas da região onde se localizam e com as condições climáticas, do que com o estado trófico do corpo de água.

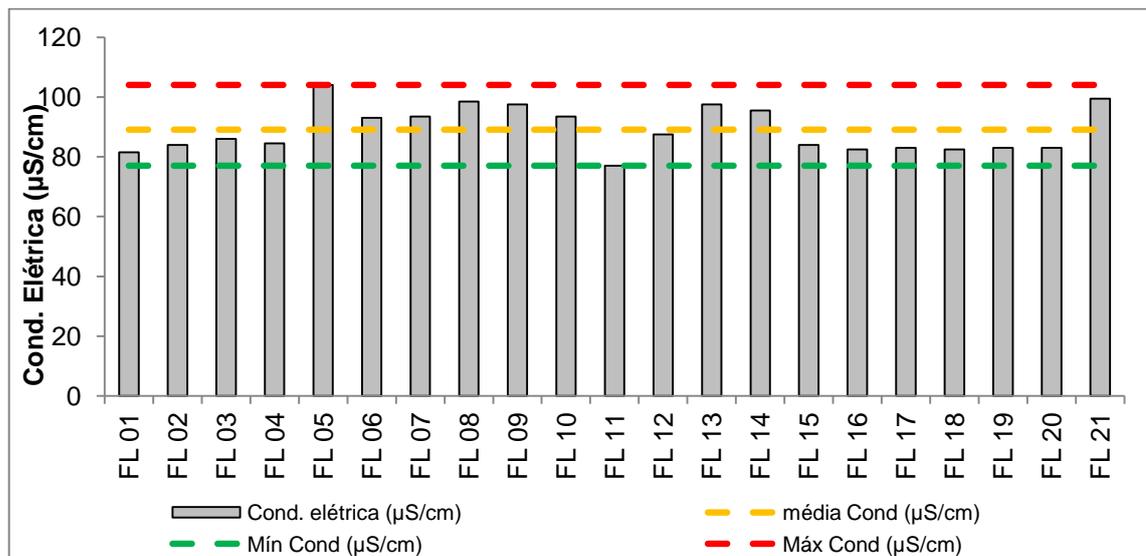


Figura 2.17. Variação dos valores de Condutividade Elétrica nos pontos de amostragem.

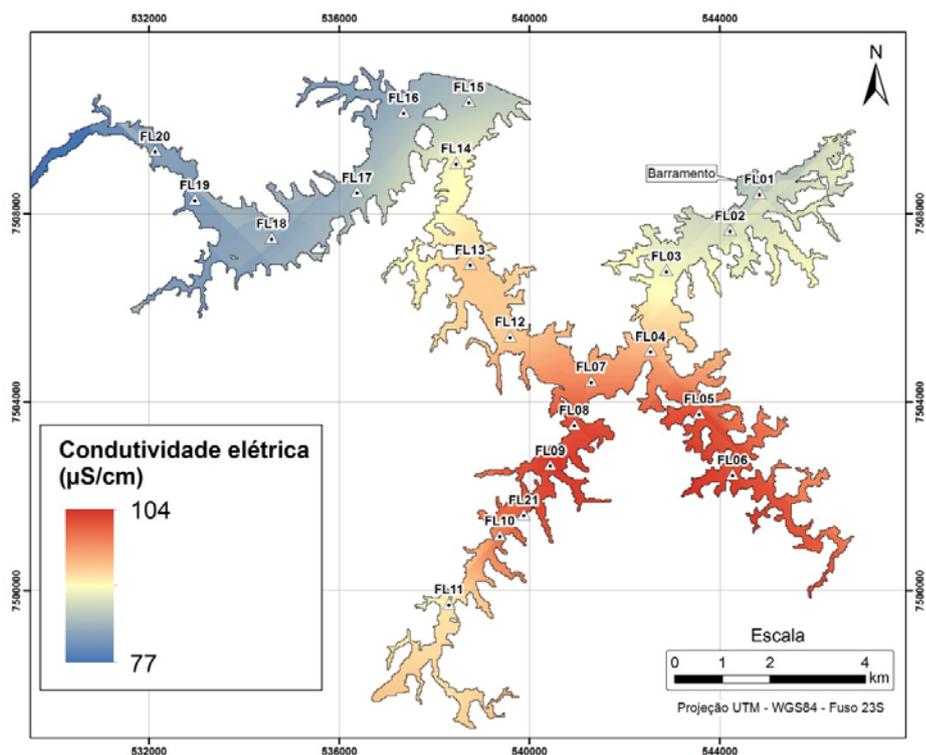


Figura 2.18. Distribuição espacial da Condutividade Elétrica.

3.1.7. Profundidade Total

Com relação à profundidade total medida em cada ponto amostral observa-se que a área menos profunda corresponde à região de transição rio/lago, com valor mínimo de 3,20 m no ponto FL18, enquanto a zona mais profunda localiza-se no corpo central do reservatório, e próximo a barragem com máximo de 51,20 m (Figuras 2.19 e 2.20).

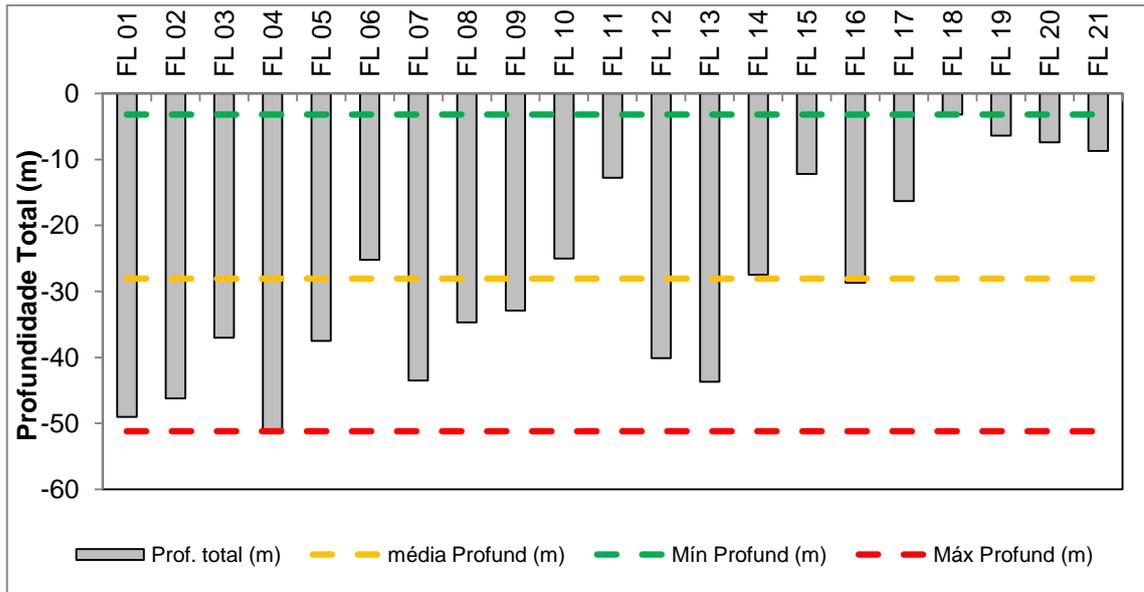


Figura 2.19. Variação da Profundidade total nos pontos de amostragem.

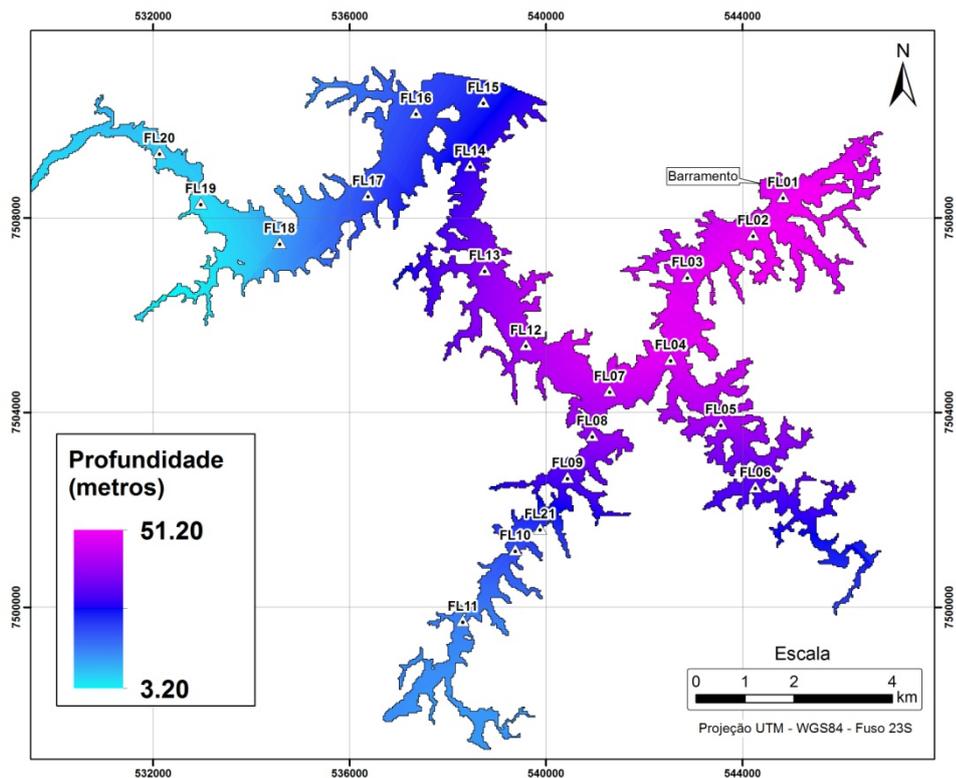


Figura 2.20. Distribuição espacial da Profundidade.

A profundidade do reservatório reflete as características geomorfológicas da área, e sua evolução na fase submersa está diretamente associada à deposição de sedimentos provenientes da bacia de drenagem e das formas de sedimentação em função das diferentes velocidades da água em alguns trechos do reservatório.

3.1.8. Fósforo Total – PT

A concentração de Fósforo Total apresentou valores máximos de 86,6 e 86,8 $\mu\text{g/L}$ nos pontos FL05 e FL17, respectivamente. O valor mínimo foi de 30,1 $\mu\text{g/L}$ no ponto FL01, próximo à barragem, enquanto o valor médio situou-se em 59,6 $\mu\text{g/L}$ (Figura 2.21). No mapa da figura 2.22 observa-se que as maiores concentrações de Fósforo Total ocorreram principalmente nos braços do reservatório e na zona de transição rio/lago.

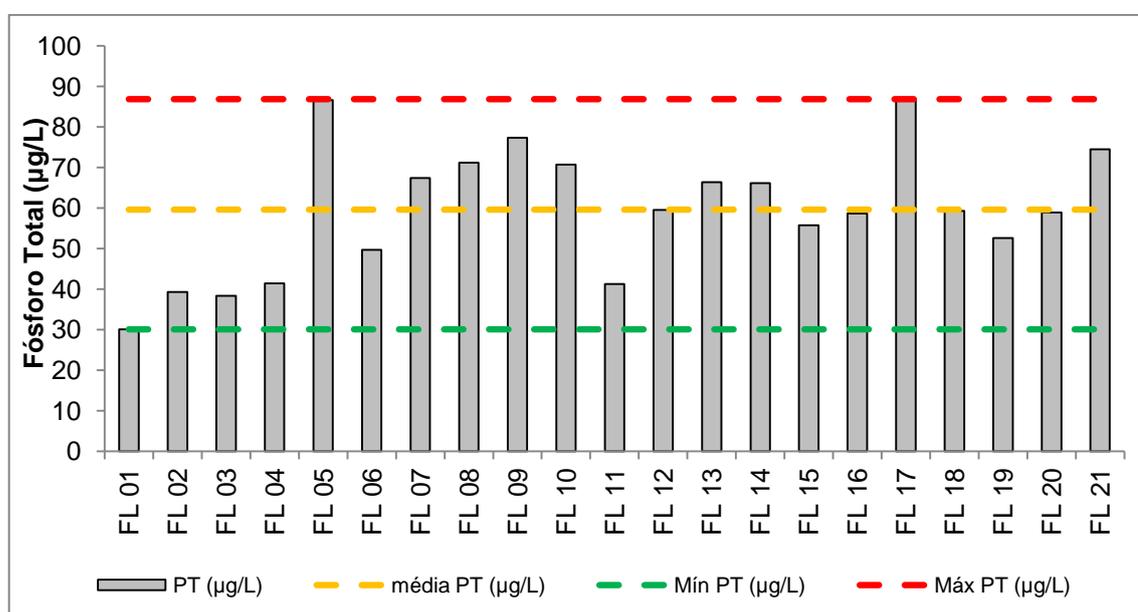


Figura 2.21. Variação dos valores de Fósforo Total nos pontos de amostragem.

O fósforo total corresponde à soma do conteúdo de fósforo dissolvido, do fósforo não disponível e do fósforo incorporado ao fitoplâncton. Sua elevada concentração no reservatório de Funil está associada à contribuição de efluentes agrícolas, domésticos e industriais que atingem principalmente as águas do rio Paraíba do Sul, sendo carregados para o reservatório (SEMA, 1997).

Além do aporte contínuo de efluentes que são incorporados ao rio Paraíba do Sul, os elevados valores de PT nesse período (verão) também podem estar relacionados à turbulência da água causada pelas chuvas e ressuspensão do sedimento contendo nutrientes. A existência de monoculturas de Eucalipto e áreas de criação de gado próximo às margens do reservatório e de viveiros de piscicultura em

alguns trechos podem elevar localmente as concentrações de fósforo na água, devido ao uso de fertilizantes e matéria orgânica residuária do metabolismo animal.

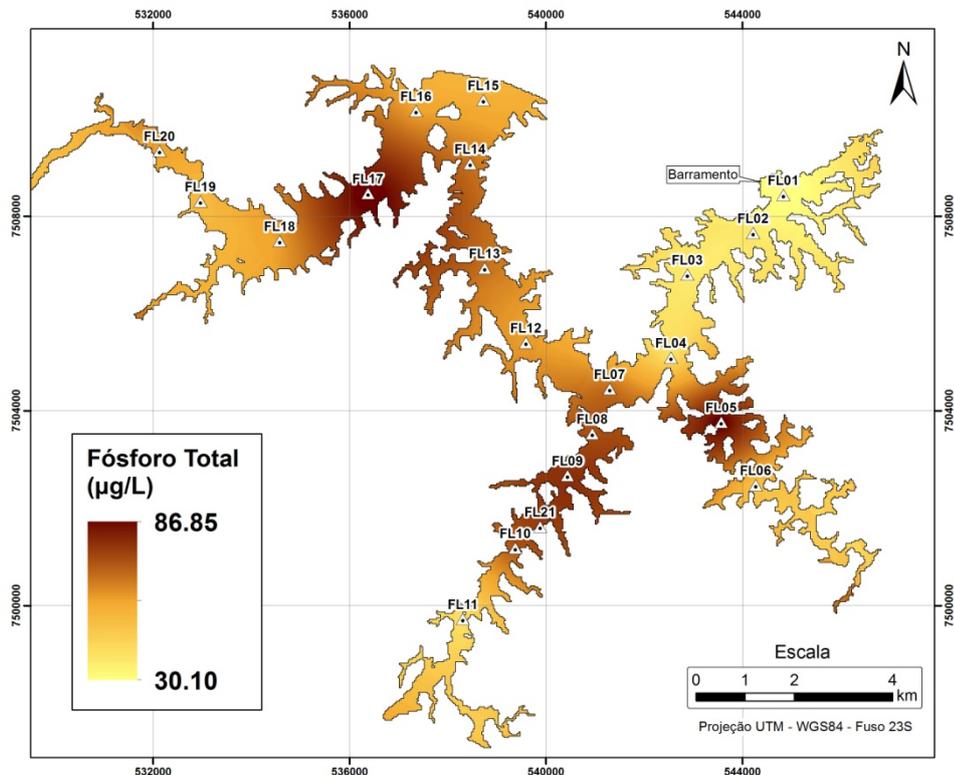


Figura 2.22. Distribuição espacial do Fósforo Total.

3.1.9. Ortofosfato – (PO_4^{3-})

O Ortofosfato (PO_4^{3-}), também conhecido como Fosfato Solúvel Reativo, apresentou elevada variação ($\text{CV} = 0,98$), sendo que os maiores valores ocorreram na região de transição rio/lago, correspondente aos pontos FL18, 19 e 20, com valor máximo de 28,2 $\mu\text{g/L}$ no ponto FL20. Nos demais pontos as concentrações foram em geral inferiores a 10 $\mu\text{g/L}$, exceto no ponto FL 02 (14,1 $\mu\text{g/L}$), sendo que o valor mínimo ocorreu no ponto FL 01, localizado próximo à barragem, com valor de 0,5 $\mu\text{g/L}$ (Figuras 2.23 e 2.24). O valor médio foi de 8,51 $\mu\text{g/L}$.

O Ortofosfato é a forma inorgânica de fósforo dissolvido que assume maior relevância em ambientes aquáticos por ser a principal forma de fosfato assimilada pelos organismos produtores do sistema (ESTEVES, 1998), se tornando por isso um fator limitante para tais organismos em ambientes naturais.

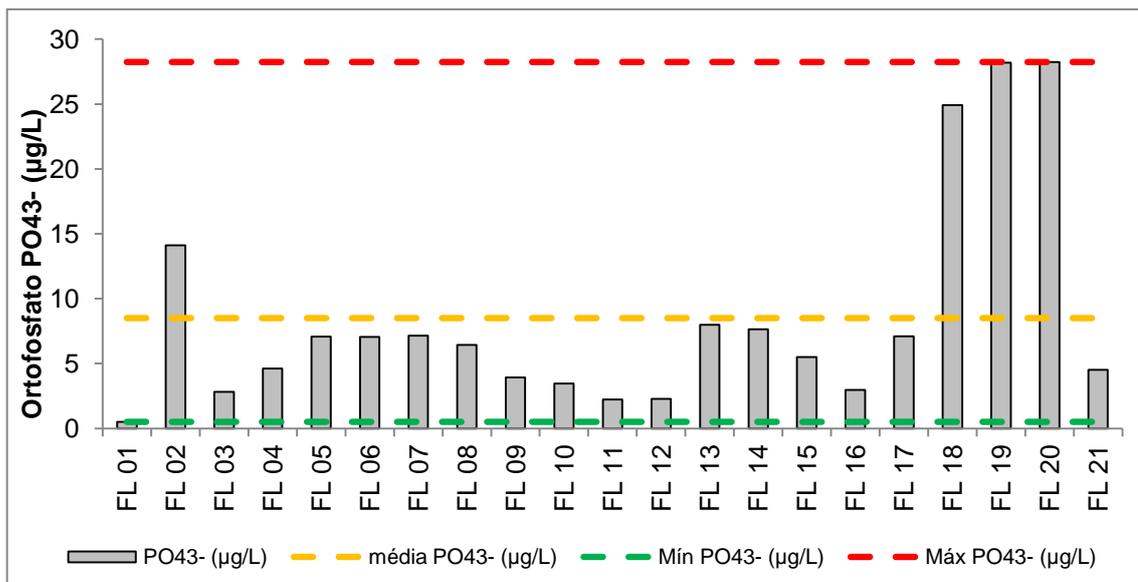


Figura 2.23. Variação dos valores de Ortofosfato (PO₄³⁻) nos pontos de amostragem.

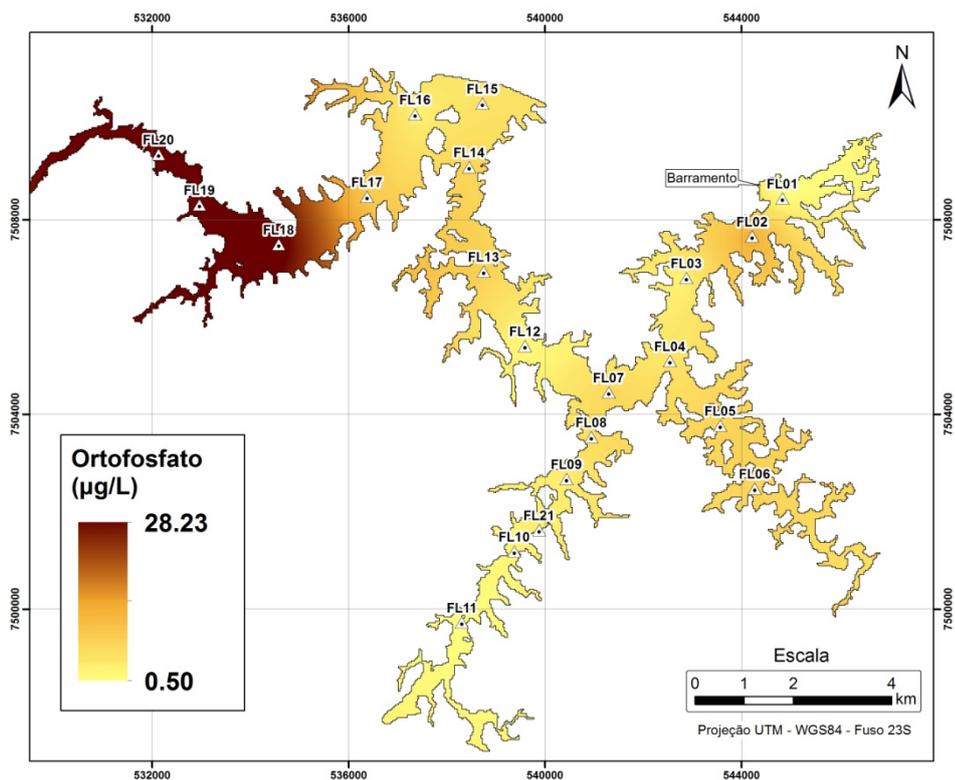


Figura 2.24. Distribuição espacial do Ortofosfato (PO₄³⁻).

Como a temperatura elevada da água acelera o metabolismo dos organismos aquáticos o consumo de PO₄³⁻ pelas algas fitoplanctônicas na zona eufótica é maior com a elevação da temperatura, reduzindo a concentração deste íon. Esta relação

inversa entre a temperatura da água e a concentração PO_4^{3-} no reservatório de Funil pode ser observada através do significativo coeficiente de correlação entre estes dois parâmetros (-0,71). Nota-se na figura 2.23 que ao entrar no reservatório a concentração de ortofosfato transportado pelo rio Paraíba do Sul sofre um rápido decréscimo, indicando um elevado consumo de nutrientes pelos organismos aquáticos e um rápido metabolismo do ecossistema.

3.1.10. Clorofila-a

A concentração de clorofila-a apresentou elevada variação nos pontos amostrais levantados ($\text{CV}=0,79$), com uma concentração média de $15,73 \mu\text{g/L}$. Os maiores valores, de $45,5$ e $44,7 \mu\text{g/L}$, ocorreram nos pontos FL 10 e FL 14, respectivamente, enquanto os menores valores ocorreram nos pontos FL 18, FL 19 e FL 20, localizados na região de transição rio/lago, com mínimo observado de $0,75 \mu\text{g/L}$ (Figuras 2.25 e 2.26).

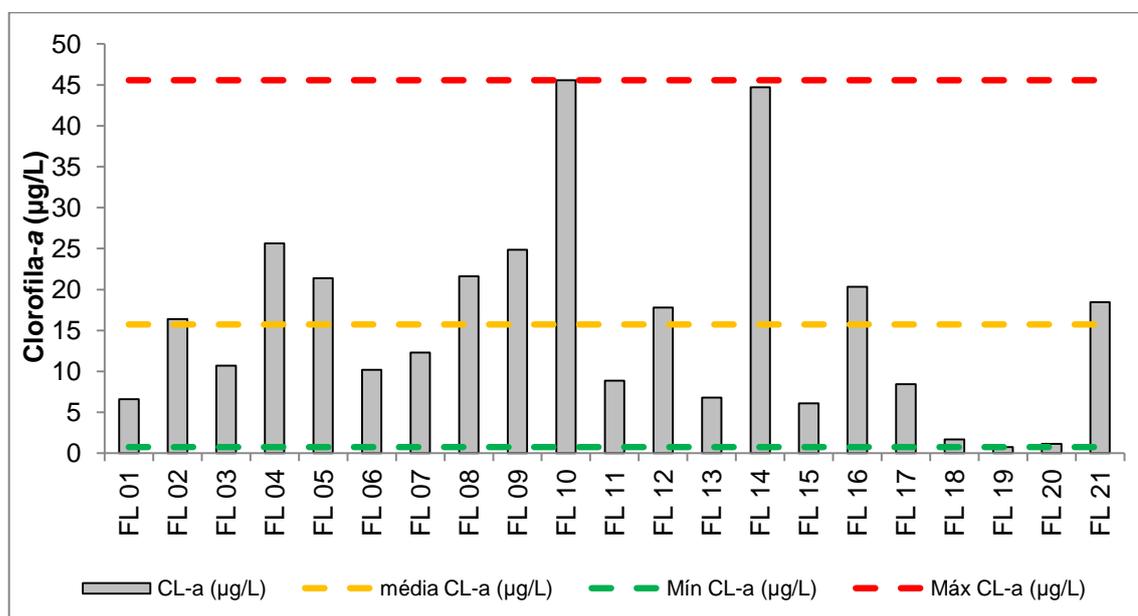


Figura 2.25. Variação dos valores de Clorofila-a nos pontos de amostragem.

Além do seu papel no processo de fotossíntese, a ocorrência universal de clorofila-a nas algas torna-a especialmente útil como um estimador de biomassa fitoplanctônica (O'SULLIVAN & REYNOLDS, 2004). Os principais fatores externos

que influenciam a concentração deste pigmento nas células fitoplanctônicas são a disponibilidade de luz, nutrientes (principalmente o fósforo) e a temperatura da água, sendo consideradas como fatores limitantes ao seu desenvolvimento. No entanto fatores internos relacionados ao estado fisiológico e as características das diferentes espécies de algas existentes na coluna de água, além da pressão por herbivoria, podem influenciar significativamente a concentração de clorofila-a.

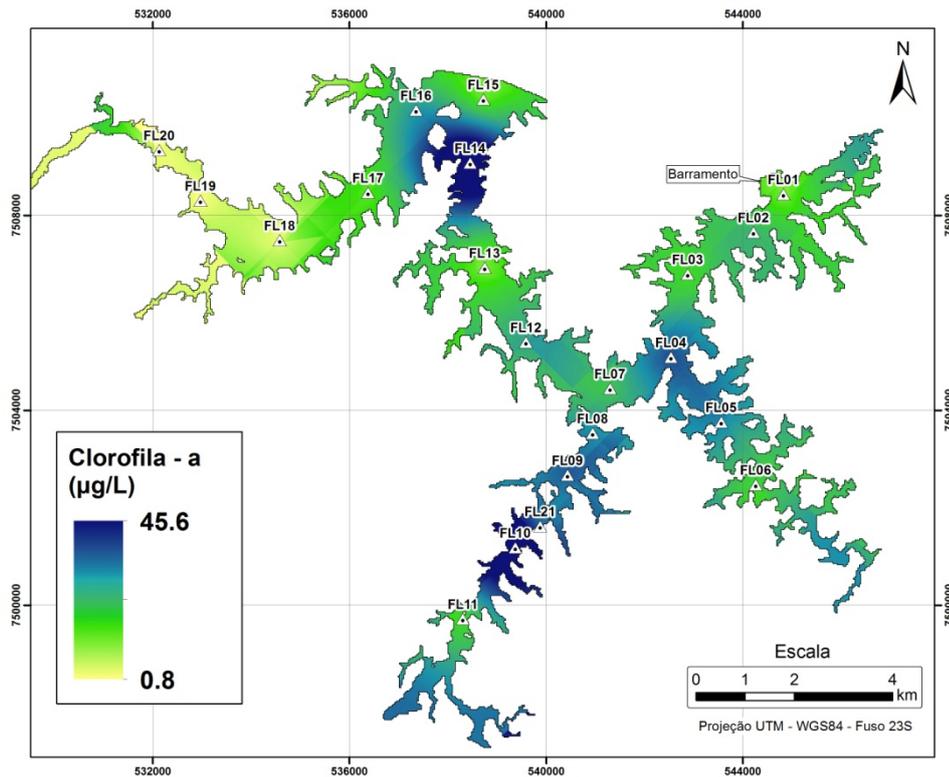


Figura 2.26. Distribuição espacial da Clorofila-a.

Os dados obtidos demonstraram correlações diretas significativas entre a concentração de clorofila-a e a temperatura da água e o oxigênio dissolvido ($R=0,50$ e $R=0,54$; $p<0,05$). Com relação à temperatura da água o grupo das Cianobactérias apresenta em geral taxas ótimas de crescimento em temperaturas relativamente elevadas, geralmente a partir de 25°C (ROBARTS & ZOHARY, 1987; PAERL & HUISMAN, 2009). O oxigênio produzido pela fotossíntese do fitoplankton soma-se ao oxigênio dissolvido existente na coluna de água, o que explica em parte a relação direta encontrada deste parâmetro com a concentração de clorofila-a.

Os resultados obtidos por Soares *et al* (2009) no reservatório de Funil demonstraram a baixa diversidade fitoplanctônica, com dominância de

Cianobactérias dos gêneros *Anabaena*, *Cylindrospermopsis* e *Microcystis*, as quais se alternam sazonalmente em função de fatores físicos tais como a temperatura, mudanças na zona de mistura e a intensidade da luz, e que mesmo em períodos com baixo tempo de retenção (verão) os níveis de biomassa mativeram-se elevados.

3.2. Índice de Estado Trófico - IET

Os resultados referentes ao índice de estado trófico (IET) de Carlson (1977), o IET modificado por Toledo *et al.* (1983), e o IET modificado por Lamparelli (2004) nos pontos de amostragem no período de estudo estão apresentados na tabela 2.11.

Tabela 2.11. Resultado do Índice de Estado Trófico (IET) no reservatório de Funil, segundo as três metodologia utilizadas.

PONTOS	IET (Carlson, 1977)		IET Modificado (Toledo <i>et al.</i> , 1983)		IET Modificado (Lamparelli, 2004)	
	IET Geral	Estado Trófico	IET Geral	Estado Trófico	IET Geral	Estado Trófico
FL 01	53.2	Eutrófico	44.4	Mesotrófico	61.5	Eutrófico
FL 02	57.7	Eutrófico	59.8	Eutrófico	64.5	Supereutrófico
FL 03	56.2	Eutrófico	52.1	Mesotrófico	63.4	Supereutrófico
FL 04	59.7	Eutrófico	56.4	Eutrófico	65.8	Supereutrófico
FL 05	64.9	Hipereutrófico	55.6	Eutrófico	67.6	Hipereutrófico
FL 06	59.8	Eutrófico	55.7	Eutrófico	64.1	Supereutrófico
FL 07	59.6	Eutrófico	54.1	Eutrófico	65.5	Supereutrófico
FL 08	63.5	Hipereutrófico	55.8	Eutrófico	67.0	Supereutrófico
FL 09	64.4	Hipereutrófico	53.8	Mesotrófico	67.6	Hipereutrófico
FL 10	66.9	Hipereutrófico	55.8	Eutrófico	68.8	Hipereutrófico
FL 11	56.5	Eutrófico	50.5	Mesotrófico	63.2	Supereutrófico
FL 12	60.1	Hipereutrófico	50.9	Mesotrófico	66.0	Supereutrófico
FL 13	57.9	Eutrófico	53.0	Mesotrófico	64.0	Supereutrófico
FL 14	64.1	Hipereutrófico	58.3	Eutrófico	68.6	Hipereutrófico
FL 15	56.7	Eutrófico	51.9	Mesotrófico	63.2	Supereutrófico
FL 16	62.0	Hipereutrófico	53.0	Mesotrófico	66.3	Supereutrófico
FL 17	61.9	Hipereutrófico	52.9	Mesotrófico	65.3	Supereutrófico
FL 18	54.8	Eutrófico	55.0	Eutrófico	60.2	Eutrófico
FL 19	52.1	Eutrófico	53.9	Mesotrófico	57.9	Mesotrófico
FL 20	54.6	Eutrófico	54.9	Eutrófico	59.2	Eutrófico
FL 21	64.8	Hipereutrófico	54.4	Eutrófico	66.8	Supereutrófico

Observa-se na tabela 2.11 que os valores do IET de Carlson (1977) no reservatório de Funil foram em geral superiores aos do IET de Toledo *et al.* (1983) e inferiores aos de Lamparelli (2004). Tanto o IET de Carlson como o modificado por Toledo apresentaram duas classes de estado trófico, porém com graus de trofia mais elevados para o primeiro. Por ter sido desenvolvido a partir de informações de lagos temperados, o IET de Carlson tende a superestimar o estado trófico em ambientes tropicais.

A classificação do IET de Lamparelli demonstrou um maior gradiente trófico no reservatório de Funil com uma maior sensibilidade, aumentando a amplitude das classificações tróficas (LAMPARELLI, 2004), como observado na Tabela 2.12.

De acordo os resultados do IET modificado por Lamparelli (2004) durante a campanha no reservatório de Funil é possível notar que o estado trófico foi caracterizado como supereutrófico na maioria dos pontos amostrais (n=13), seguido por hipereutrófico (n=4), eutrófico (n=3) e mesotrófico (n=1). As condições mais críticas (estado hipereutrófico) ocorreram nos pontos FL05, FL08, FL09, FL10 e FL14, mais influenciados pelas altas concentrações de clorofila-a. O trecho menos crítico (estado mesotrófico) ocorreu na região próxima à entrada do rio (transição lótico/lêntico), principalmente no ponto FL19, onde as concentrações de clorofila-a foram as mais baixas (Figura 2.27).

Tabela 2.12. Valores de concentração e do IET para o Fósforo Total (PT) e Clorofila-a (Chla) e os valores gerais para cada ponto de acordo com o método de Lamparelli (2004).

PONTOS	Fósforo Total (PT)		Clorofila-a (Chla)		IET Geral
	Concentração (µg/L)	IET (PT)	Concentração (µg/L)	IET (Chla)	
FL 01	30.11	62.9	6.60	60.1	61.5
FL 02	39.26	64.5	16.40	64.5	64.5
FL 03	38.33	64.4	10.70	62.4	63.4
FL 04	41.45	64.9	25.65	66.7	65.8
FL 05	86.61	69.3	21.40	65.8	67.6
FL 06	49.68	66.0	10.20	62.2	64.1
FL 07	67.41	67.8	12.30	63.1	65.5
FL 08	71.19	68.1	21.60	65.9	67.0
FL 09	77.32	68.6	24.85	66.6	67.6
FL 10	70.75	68.1	45.55	69.5	68.8
FL 11	41.29	64.8	8.85	61.5	63.2
FL 12	59.54	67.1	17.80	64.9	66.0
FL 13	66.41	67.7	6.80	60.2	64.0
FL 14	66.15	67.7	44.70	69.4	68.6
FL 15	55.75	66.7	6.10	59.7	63.2
FL 16	58.63	67.0	20.35	65.6	66.3
FL 17	86.85	69.4	8.45	61.3	65.3
FL 18	59.33	67.0	1.70	53.4	60.2
FL 19	52.61	66.3	0.75	49.4	57.9
FL 20	58.87	67.0	1.15	51.5	59.2
FL 21	74.49	68.4	18.45	65.1	66.8

■ Ultraoligotrófico
 ■ Oligotrófico
 ■ Mesotrófico
 ■ Eutrófico
■ Supereutrófico
 ■ Hipereutrófico

De acordo com Mercante & Tucci-Moura (1999) estes índices devem ser utilizados apenas como um indicador do potencial do estado trófico, devendo-se ter cautela em sua aplicação, considerando a dinâmica espaço-temporal das características físicas, químicas e biológicas do sistema aquático, os diferentes compartimentos de cada sistema e os aspectos regionais de cada bacia hidrográfica.

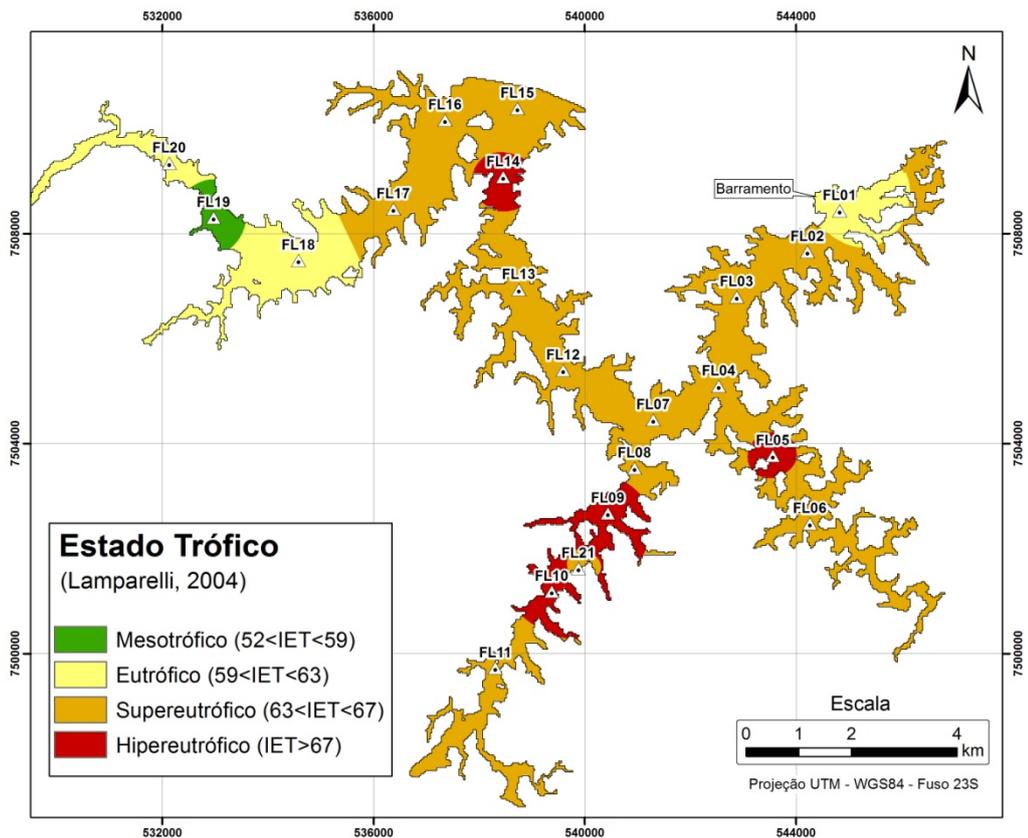


Figura 2.27. Distribuição espacial do estado trófico de acordo com a classificação do IET pelo método de Lamparelli (2004).

3.3. Análises estatísticas multivariadas

O método de análise multivariada por clusters permitiu agrupar os pontos amostrais com base nas variáveis limnológicas levantadas, conforme figura a seguir (figura 2.28).

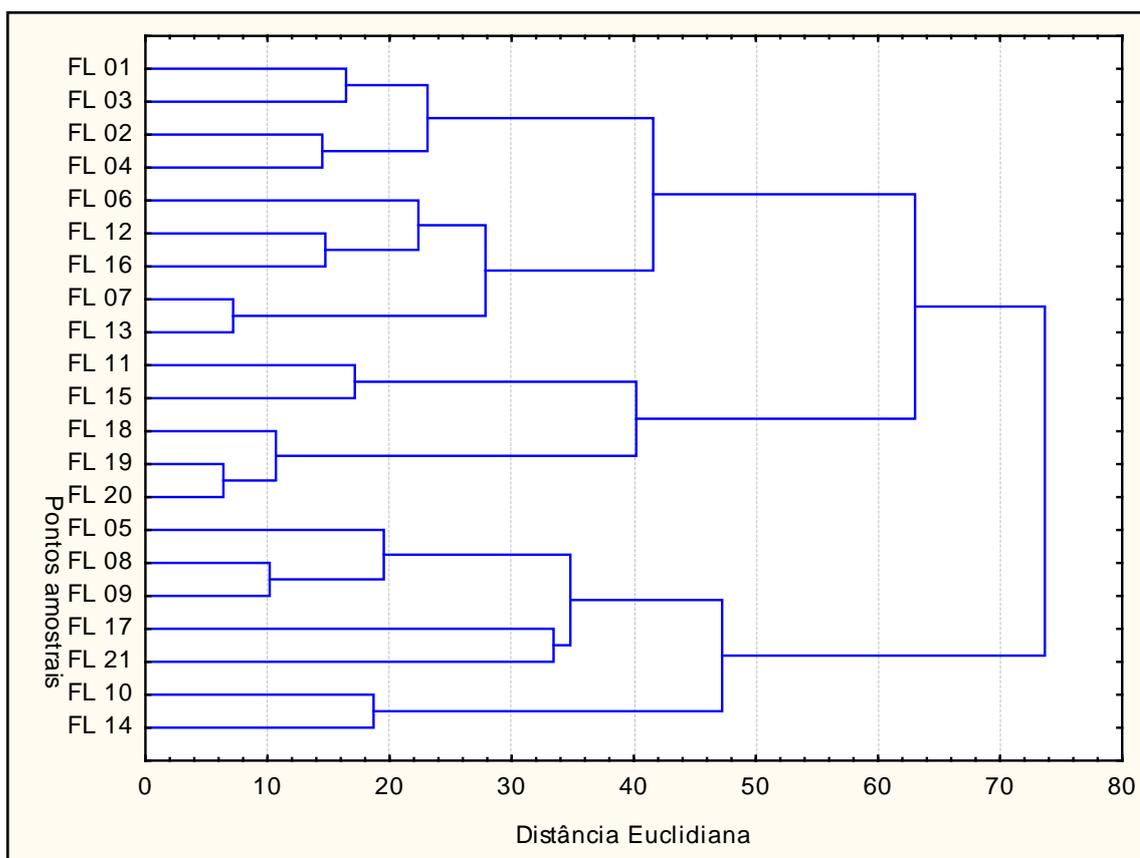


Figura 2.28. Análise multivariada de *cluster* segundo as variáveis limnológicas analisadas nos pontos amostrais no reservatório de Funil.

Através da análise de cluster foram identificados três grandes grupos entre os pontos amostrais durante as campanhas de campo, indicando certo grau de compartimentação do sistema. Alguns pontos apresentaram elevadas similaridades baseadas na compartimentação aquática do reservatório, como os pontos FL18, FL19 e FL20 em que a proximidade com o ambiente lótico do rio Paraíba do Sul criou condições ambientais distintas do restante do reservatório favorecendo a maior similaridade entre estes três pontos. Os pontos FL 05, FL 08 e FL 09 localizados nos braços do reservatório apresentaram elevada similaridade, possivelmente em resposta a condições ambientais específicas nestes locais, como a proximidade com as margens, e o padrão de circulação das águas. Também foram observadas similaridades entre os pontos FL01, FL02, FL03 e FL04, baseadas provavelmente em condições ambientais específicas do trecho mais a jusante do reservatório, próximo ao barramento, onde há a predominância do regime lântico das águas.

A Análise de Componentes Principais (PCA) (Figura 2.29) resumiu nos dois primeiros eixos 81,7% de explicabilidade da variabilidade total do sistema, sendo 50,7% no primeiro eixo e 31% no eixo 2 (Tabela 2.13).

Tabela 2.13. Coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis limnológicas e os dois primeiros eixos da ordenação para o período de estudo (N= 21).

Variável	Componentes Principais		
	Abreviação	Eixo 1	Eixo 2
Transparência – Disco de Secchi	S	0.541	-0.751
Oxigênio dissolvido	OD	0.965	0.164
Temperatura da água	TEMP	0.813	0.399
Turbidez	TURB	-0.411	0.852
pH	pH	0.919	0.148
Condutividade elétrica	COND	0.499	0.791
Profundidade	PROF	0.880	-0.182
Ortofosfato (PO ₄ ³⁻)	PO43-	-0.656	0.355
Fósforo Total	PT	-0.048	0.881
Clorofila- <i>a</i>	Chl _a	0.844	0.213
Total de Explicabilidade:		50,7%	31%

Na PCA, os pontos amostrais que se localizam próximas ao vetor de uma determinada variável possuem altos valores ou concentrações desta variável. À medida que o ponto amostral se afasta no sentido contrário ao vetor, diminuem as chances de serem encontrados altos valores da variável naquele ponto.

Alguns pontos amostrais apresentaram a variabilidade associada a trechos com características ambientais distintas, como indicado na análise de cluster. Os pontos localizados a montante do reservatório (FL15, FL16, FL17, FL18, FL19 e FL20), próximos ao rio Paraíba do Sul, foram agrupados no lado negativo do eixo 1 e estiveram associados principalmente a maiores valores de Ortofosfato (PO₄³⁻), menores profundidades e baixa transparência (Secchi), enquanto o restante dos pontos amostrais foi agrupado no lado positivo do eixo 1, com influência mais diversificada quanto às variáveis limnológicas.

Os pontos localizados próximos à barragem (FL01, FL02, FL03 e FL04), apresentaram associação com os maiores valores de transparência (Secchi), baixa turbidez e menores concentrações de Ortofosfato (PO₄³⁻). Alguns pontos amostrais localizados nos braços do reservatório (FL05, FL06, FL08, FL09 e FL10) tiveram

associação com maiores valores de condutividade elétrica (COND), indicando que nesses locais, a maior proximidade com o ambiente terrestre das margens pode estar favorecendo o aumento dessa variável.

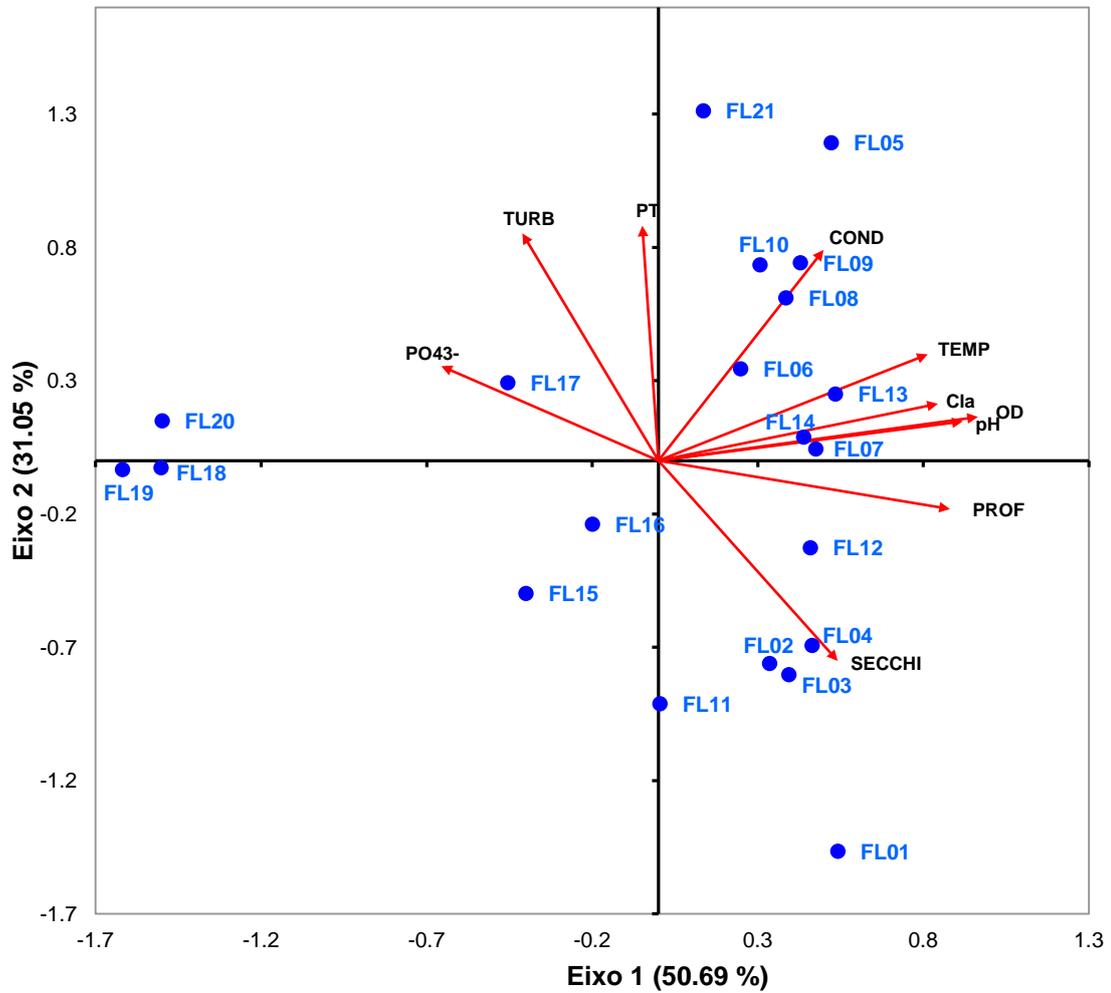


Figura 2.29. Ordenação *biplot*, por PCA, dos pontos amostrais e das variáveis físicas e químicas analisadas.

4. Conclusões e recomendações

Os resultados obtidos, neste capítulo, através da análise limnológica e do estado trófico, durante o período de estudo no reservatório de Funil, permitiram concluir que:

- Durante as campanhas o reservatório foi caracterizado como um ambiente predominantemente supereutrófico, como indicado pelo IET de Lamparelli.
- O IET de Carlson (1977) e de Toledo *et al* (1983) foram menos sensíveis às variações nas condições ambientais no reservatório do que o IET de Lamparelli, indicando este último como o mais eficiente na caracterização trófica deste sistema.
- A elevada produtividade do sistema também foi demonstrada pela alta variabilidade (CV = 0,98) e distribuição espacial das concentrações de Ortofosfato (PO_4^{3-}), marcado por um forte gradiente montante/jusante, indicando rápida absorção deste ión que é considerado o principal nutriente limitante de organismos fitoplanctônicos em ambientes aquáticos tropicais.
- As demais variáveis limnológicas também apresentaram gradiente horizontal significativo, principalmente no sentido montante/jusante, indicando que os diferentes compartimentos hidrodinâmicos do reservatório podem influenciar a variabilidade espacial dos parâmetros analisados.
- As concentrações de clorofila-a apresentaram elevada variabilidade (CV = 0,79), distribuição espacial heterogênea e correlações mais significativas com a temperatura da água e o oxigênio dissolvido, sendo que as menores concentrações ocorreram nos pontos localizados próximo à zona de transição lótico/lêntico, devido principalmente a menor disponibilidade de luz neste trecho.
- A análise de cluster indicou elevadas similaridades entre os pontos amostrais localizados nas zonas de transição rio/lago onde predomina o regime lótico, nos

braços do reservatório e próximo à barragem que apresentam regime lêntico das águas.

- Na análise de componentes principais (PCA), os dois primeiros eixos explicaram mais de 80% da variabilidade ambiental do sistema, sendo possível identificar quais as variáveis apresentaram maior peso quanto ao agrupamento dos pontos amostrais.
- A análise de variáveis limnológicas associada à utilização de índices para avaliação do estado trófico, assim como a análise de sua distribuição espacial é uma importante estratégia de monitoramento e que em conjunto com o correto manejo e gerenciamento poderão minimizar os impactos de usos múltiplos no reservatório e colaborar para a manutenção da qualidade da água.
- Como recomendação a futuros trabalhos, indica-se o monitoramento limnológico nestes (ou em mais) pontos amostrais em épocas hidroclimatologicamente distintas com objetivo de detectar possíveis alterações sazonais e espaciais nas condições ambientais do reservatório, concomitantemente à realização de análises em diferentes profundidades, para permitir a detecção dos níveis de estratificação vertical e com isso uma avaliação ambiental mais acurada deste sistema.

5. Referências Bibliográficas

APHA (American Public Health Association). **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 10300 Periphyton**. Washington, 20th Edition. 1999.

Barbosa, C. C. F. **Sensoriamento remoto da dinâmica de circulação da água do sistema planície de Curai/Rio Amazonas**. 2005. 286 p. (INPE-14614-TDI/1193). Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2005.

Becker, V. **Variação da estrutura e da biomassa fitoplanctônica na Lagoa Itapeva (litoral norte do Rio Grande do Sul) em função da hidrodinâmica**. 2002. 125 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia – Instituto de Biociências) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

Bishop, C. M. **Neural networks for pattern recognition**. Oxford: Oxford University Press, 1995. 504 p.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Secretaria Geral. **Projeto RADAMBRASIL: Folhas SF. 23/24, Rio de Janeiro/Vitória**, Rio de Janeiro, 1983. 775 p. (Levantamento de Recursos Naturais, v. 32).

Brighenti, L. S. **Avaliação limnológica da Lagoa Central (Município de Lagoa Santa – MG): Uma abordagem espacial**. 2009. 92 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

Carlson, R.E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.

CEIVAP (Comitê Executivo de Estudos Integrados da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul). **Análise dos Impactos e das Medidas Mitigadoras que envolvem a Construção e Operação de Usinas Hidrelétricas**. Resende-RJ: AGEVAP, 2007. 143 p.

Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/downloads/PSR-RE-009-R1.pdf>>. Acesso em: 12 nov. 2011.

CEIVAP (Comitê Executivo de Estudos Integrados da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul). **Relatório técnico sobre a situação dos reservatórios com subsídios para ações de melhoria da gestão na bacia do rio Paraíba do Sul: Novembro/2010**. Resende-RJ: AGEVAP, 2010. 184 p.

Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/downloads2011/4-Rel2010SituRes.pdf>>. Acesso em: 02 nov. 2011.

CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2010**. Série Relatórios. São Paulo: CETESB, 2011. 298 p. Disponível em:

<http://www.cetesb.sp.gov.br/media/files/Agua/relatorios/rios/rel_aguas_int_2010/relatorio_2010.zip>. Acesso em: 08 mai. 2012.

Dantas, M. E.; Netto, A. L. C. Resultantes Geo-Hidroecológicas do Ciclo cafeeiro (1780-1880) no Médio Vale do Rio Paraíba do Sul: Uma análise quali-quantitativa. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 19, p. 61-78, 1996.

EPE (Empresa de Pesquisa Energética)/SONDOTÉCNICA. **Avaliação Ambiental Integrada (AAI) dos Aproveitamentos Hidrelétricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Relatório Final (EPP-1-70-0001 RE R0)**. EPE/SONDOTÉCNICA, 2007. 214 p.

Disponível em:

<http://www.epe.gov.br/MeioAmbiente/Documents/MeioAmbiente_6/Produto_5_AAI_Bacia_do_Paraiba_do_Sul_Relatorio_Final.zip> Acesso em: 10 mai. 2010.

ESRI – Environmental Systems Research Institute. ArcGIS for Desktop 10. 2010. Disponível em: <<http://www.esri.com>>. Acesso em: 15 abr. 2012.

Esteves, F. A.; **Fundamentos de Limnologia**; 2ª ed.; Interciência; Rio de Janeiro 1998.

Ferrão-Filho, A.S.; Soares, M.C.S.; Rocha, M.I.A.; Magalhães, V.F.; Azevedo, S.M.F.O. Florações de Cianobactérias tóxicas no Reservatório do Funil: dinâmica sazonal e consequências para o zooplâncton. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 346-365, 2009.

Golterman, H. L.; Clymo, R. S.; Ohnstand, M. A. **Methods for physical and chemical analysis of fresh water**. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 1978.

Guarino, A. W. S.; Branco, C. W. C.; Diniz, G. P.; Rocha, R. Limnological Characteristics of an Old Tropical Reservoir (Ribeirão das Lajes Reservoir, RJ, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 2, p. 129-141, 2005.

Hahn, N. S., Agostinho, A. A., Gomes, L. C.; Bini, L. M. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos Primeiros Anos de sua Formação; **Revista Interciência**, vol 23, nº 5: 299-305, Caracas, 1998.

Lamparelli, M. C. **Graus de trofia em corpos de água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235 p. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

Macedo, J. A. B. **Águas & Águas**. 3º Ed. Belo Horizonte: CRQ – MG, 2007. 1027 p.

Mackereth, F.J.H.; Heron, J.; Talling, J.F. **Water analysis and some revised methods for limnologists**. New York, Freshwater Biological Association. 1978.

Mason, C.F. **Biology of Freshwater Pollution**. 3 ed. Longman Ed, 1998. 356p.

Mercante, C. T. J.; Tucci-Moura, A. 1999. A Comparação entre os índices de Carlson e de Carlson Modificado aplicados a dois ambientes aquáticos subtropicais, São Paulo, SP. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 11, n. 1, p. 1-14, 1999.

Novo, E.M.L.; Barbosa, C.C.F.; Freitas, R.M.; Shimabukuro, Y.E.; Melack, J.M.; Pereira Filho, W. Seasonal Changes in chlorophyll distributions in Amazon floodplain lakes derived from MODIS images. **Limnology**, v. 7, p. 153-161, 2006.

OECD (Organization for Economic Co-Operation and Development). **Eutrophication Of Waters: Monitoring, Assessment And Control**. Paris: **OECD**, 1982. 156 p.

ONS (Operador Nacional do Sistema Elétrico). **Inventário de Dados Técnicos de Aproveitamentos Hidroelétricos**. Disponível em:
<http://www.ons.org.br/download/operacao/hidrologia/Inventario_Dados_Tecnicos.zip
> Acesso em: 20 de mai. 2012.

O'Sullivan, P. E.; Reynolds, C. S. **The Lakes Handbook Volume 1: Limnology and Limnetic Ecology**. Boston: Blackwell Publishing, 2004. 699 p.

Paerl, H. W.; Huisman, J. Climate change: A catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. **Environmental Microbiology Reports**, v. 1, p. 27–37, 2009.

Queiroz, M. T. A. **Bioacumulação de metais pesados no Rio Piracicaba, Minas Gerais, aplicando a análise por ativação neutrônica instrumental**. 2006. 92 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial) – Centro Universitário do Leste de Minas Gerais, Coronel Fabriciano, 2006.

Ramos, A. M.; Santos, L. A. R.; Fortes, L. T. G. (Orgs.). **Normais Climatológicas do Brasil 1961 – 1990**. Brasília, DF: INMET, 2009. 465 p.

Robarts, R. D.; Zohary, T. Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 21, n. 3, p. 391–399, 1987.

SEMA (Secretaria de Estado de Meio Ambiente). **Diagnóstico Ambiental do Reservatório de Funil PS-RE-024-R1**. Rio de Janeiro: Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul, Projeto BRA/96/017, 1997. 76 p.

Soares, P. V.; Pereira, S. Y.; Simões, S. J. C.; Bernardes, G. P.; Barbosa, S. A. Mapa de infiltração do alto e médio Vale do Paraíba do Sul com base em elementos do meio físico e na precipitação. **Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 3, n. 1, p. 26-42, 2008a.

Soares, M. C. S.; Marinho, M. M.; Huszar, V. L. M.; Branco, C. W. C.; Azevedo, M. F. O. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 13, p. 257-269, 2008b.

Soares, M. C. S.; Rocha, M. I. A.; Marinho, M. M.; Azevedo, S. M. F. O.; Branco, C. W. C.; Huznar, V. L. M. Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 57, p. 137-149, 2009.

Straskraba, M.; Tundisi, J. G. Gerenciamento da qualidade da água de represas. In: Tundisi, J. G. ed. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos**. São Carlos, ILEC/IEE, v.9, 2000. 280p.

Thorntwaite, C.W.; Mather, J.R. **The water balance**. Publications in Climatology. New Jersey: Drexel Institute of Technology, 104p. 1955.

Toledo Jr., A.P.; Talarico, M.; Chinez, S.J.; Agudo, E.G. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais**. In: Anais do XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, 1983, Camboriú, SC. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 1983. 34p.

Tundisi, J. G. Limnologia de águas interiores: Impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, 1999. p. 195-225.

Valderrama, J. C., The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural water. **Mar. Chem.**, n. 10 p. 109-122. 1981.

Vollenweider, R. A. **Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, with Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication**. Paris: Rep. Organization for Economic Cooperation and Development, 1968. 220 p. (Report DAS/CSI/68.27).

Von Sperling, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios – volume 7**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2007. 588p.

Wachholz, F. **Compartimentação aquática do reservatório Rodolfo Costa e Silva-RS, a partir de variáveis limnológicas e imagens orbitais**. 2007. 98 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

Wetzel R.G. **Limnology. Lake and river ecosystems**. 3^a ed. San Diego: Academic Press, 2001. 1006 p.

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). **Eutrophication of Lakes and Reservoirs in Warm Climates**. Copenhagen: World Health Organization, Regional Office for Europe, 1988. 121 p.

CAPÍTULO 3

SENSORIAMENTO REMOTO DE CAMPO E ORBITAL PARA ANÁLISE DE PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA EM RESERVATÓRIOS: ESTUDO DE CASO NA UHE DE FUNIL.

Resumo

As alterações hidrodinâmicas decorrentes da construção de reservatórios, associado ao crescimento populacional, produzem modificações nas características físicas, químicas e biológicas dos sistemas aquáticos, podendo favorecer o desenvolvimento acelerado de organismos fitoplanctônicos e o estabelecimento da eutrofização. A molécula de clorofila-a presente nestes organismos apresenta uma resposta espectral típica e que pode ser utilizada para a construção de modelos bio-ópticos que permitem estimar sua concentração a partir de dados de sensoriamento remoto. O reservatório da usina hidrelétrica de Funil-RJ é conhecido como um ambiente eutrófico, com frequentes episódios de florações de algas que causam sérios prejuízos e danos ambientais. Com objetivo de analisar as características espectrais da água e avaliar o potencial de utilização de dados de sensoriamento remoto orbital e de campo para estimativa da clorofila-a neste reservatório foram realizadas medidas limnológicas, de fluorescência e radiométricas *in situ*, e através do sensor orbital MERIS. Os experimentos de campo foram realizados nos dias 12 e 13/12/2011 em um total de 21 pontos amostrais distribuídos no reservatório de Funil. Através de um espectroradiômetro portátil foram coletados os dados radiométricos de campo para obtenção dos espectros de reflectância da água. Sobre estes dados foi realizada a análise derivativa e testados algoritmos espectrais baseados nas faixas do Infravermelho próximo e vermelho. As medidas de fluorescência *in vivo* da clorofila-a foram realizadas em transectos com a utilização de um fluorômetro de filtro. Os registros foram gravados pelo código computacional Windmil 7 em modo contínuo, sendo anotados também os valores lidos em cada ponto amostral. Os dados do sensor MERIS foram obtidos através da plataforma EOLi, sendo selecionada uma cena do dia 13/12/2012. O pré-processamento da imagem foi realizado no código computacional BEAM-VISAT e incluiu a correção atmosférica e a conversão dos valores de radiância para reflectância. Sobre esta imagem foram aplicados a razão de bandas e o NDVI. Os dados de sensoriamento remoto *in situ* (espectroradiometria e fluorometria) e orbital (sensor MERIS) foram submetidos a análises de correlação e regressão para o estabelecimento de um ajuste com a concentração de clorofila-a medida em laboratório a partir de amostras coletadas no reservatório. Os espectros de campo e os dados do sensor MERIS apresentaram feições diagnósticas da clorofila-a nas regiões espectrais do verde, vermelho e infravermelho-próximo. A primeira derivada espectral destacou a feição em torno de 690 nm, sendo que para os espectros de campo os ajustes mais significativos foram entre o NDVI e a razão NIR/Red e os valores log-transformados de clorofila-a, com R^2 de 0,78 e 0,77, respectivamente. Para os dados do sensor MERIS os ajustes foram menos significativos, com R^2 de 0,35 para a regressão entre o NDVI e a clorofila-a, possivelmente por interferências no sinal devido à baixa resolução da imagem, a qual permitiu a integração do sinal das margens do reservatório sobre os pixels analisados. Apesar disso, assim como nos espectros *in situ*, a principais feições da clorofila-a foram identificadas na imagem MERIS, demonstrando o potencial do

sensoriamento remoto para a análise do estado trófico em sistemas aquáticos continentais tropicais.

Palavras chaves: Análise espectral, clorofila-a, reflectância da água, fluorescência, imagens de satélite.

CHAPTER 3

FIELD AND ORBITAL REMOTE SENSING FOR ANALYSIS OF WATER QUALITY PARAMETERS IN RESERVOIRS: CASE STUDY IN FUNIL HPP.

Abstract

The hydrodynamic changes resulting from the construction of reservoirs, coupled with population growth, produce changes in physical, chemical and biological characteristics of aquatic systems and may promote accelerated development of phytoplankton organisms and the establishment of eutrophication. The chlorophyll-a molecule present in these organisms has a typical spectral response and can be used for the construction of bio-optical models that allow estimating its concentration from remote sensing data. The Funil hydroelectric power plant reservoir is known as a eutrophic environment with frequent episodes of algal blooms that cause serious environmental damage. Aiming to analyze the spectral characteristics of the water and evaluate the potential use of field and orbital remote sensing data for estimation of chlorophyll-a in this reservoir were performed limnological, fluorescence and in situ radiometric measurements, and through the orbital MERIS sensor data. Field experiments were conducted on 12 and 13/12/2011 for a total of 21 sampling points distributed in the Funil reservoir. Through a portable spectroradiometer radiometric data were collected from field to obtain the reflectance spectra of water. Over this data derivative analysis was performed and near Infra-red and red spectral bands algorithms based was tested. Measurements of in vivo chlorophyll fluorescence were performed on it transects using a filter fluorometer. The records were recorded by the código computacional Windmil 7 in continuous mode, and also noted the readings at each sample point. The MERIS sensor data were obtained through the EOLi platform, being selected a scene of the day 13/12/2012. The image pre-processing was performed in código computacional-BEAM Visat and included atmospheric correction and conversion of radiance to reflectance. Over this image band ratio and NDVI were applied. The in situ remote sensing data (spectroradiometric and fluorometry) and orbital (MERIS sensor) underwent regression and correlation analyzes to establish an adjustment to the chlorophyll-a concentration measured in the laboratory from samples collected in the reservoir. The field spectra and MERIS sensor data showed diagnostic features of chlorophyll-a in the spectral regions of green, red and near-infrared. The first derivative highlighted the feature around 690 nm, while the most significant field spectra settings were among the NIR / Red ratio and NDVI and log-transformed values of chlorophyll-a, with R^2 of 0.78 and 0.77, respectively. For MERIS sensor data adjustments were less significant, with R^2 of 0.35 for the regression between NDVI and chlorophyll-a, possibly by interference in the signal due to the low image resolution, which allowed the integration of the signal from the reservoir banks over the pixels analyzed. Nevertheless, as in the in situ spectra, the main features of chlorophyll-a were identified in the MERIS image, demonstrating the potential of remote sensing for evaluation of trophic status in continental tropical aquatic systems.

Keywords: Spectral analysis, chlorophyll-a, water reflectance, fluorescence, satellite images

1. Introdução

Reservatórios artificiais para geração de energia hidrelétrica sofrem com frequência os impactos decorrentes da falta de planejamento no uso do espaço urbano e rural, os quais produzem anualmente grande quantidade de efluentes orgânicos sem tratamento para os corpos de água, favorecendo a degradação da qualidade da água, com o estabelecimento de processos degenerativos como a eutrofização, e a proliferação de organismos fitoplanctônicos.

Os florescimentos algais associados ao excesso de matéria orgânica são frequentes no reservatório da usina hidrelétrica (UHE) de Funil-RJ com a presença de cianobactérias tóxicas que em alguns períodos do ano ocorrem na forma de *blooms* generalizados (AZEVEDO *et al.*, 2005), com potenciais prejuízos ambientais, econômicos, sanitários, além de implicações de ordem operacional sobre o desempenho e durabilidade dos equipamentos da UHE.

O monitoramento limnológico de reservatórios constitui umas das principais etapas no gerenciamento ambiental em sistemas de geração de energia hidrelétrica, porém os estudos tradicionalmente realizados apresentam limitações logísticas para análise pontual de fenômenos espacialmente distribuídos, sobretudo em grandes áreas, exigindo maiores recursos e tempo para a amostragem em toda a área de estudo.

Nesse sentido, a aplicação de técnicas de sensoriamento remoto pode auxiliar na superação dessa limitação, pois adquire informações necessárias em diferentes escalas espaciais e temporais, permitindo a análise estrutural dos ecossistemas aquáticos, assim como de sua análise funcional de modo sinóptico sobre grandes áreas e seu entorno de influência (NOVO *et al.*, 2006). Dessa forma, é possível a melhoraria no planejamento amostral em programas de monitoramento, destacando locais com maior relevância e em menor tempo (ZIMBA & GITELSON, 2006).

As características espectrais da água e de seus constituintes opticamente ativos (COA) podem ser utilizadas para extrair informações sobre sua condição, e com isso inferir sobre a qualidade da água. Tais constituintes são, basicamente, sedimentos em suspensão, pigmentos fotossintetizantes, matéria orgânica dissolvida e as próprias moléculas de água. Dentre estes, a molécula de clorofila-*a*, que representa a quantidade de energia estocada em certo nível trófico da comunidade biológica

(BECKER, 2002), pode ser considerada um indicador do estado trófico em ecossistemas aquáticos, devido a sua alta correlação com a biomassa fitoplanctônica, e sua concentração em excesso pode levar a alterações nos padrões de absorção e retro-espalhamento da radiação eletromagnética na coluna de água (LONDE, 2008).

Os estudos do comportamento espectral da água concentram-se, principalmente, na faixa espectral correspondente a radiação fotossinteticamente ativa, entre 350 e 700nm. Nessa região visível do espectro ocorre a maioria das interações entre os COA's e a radiação eletromagnética, sendo que a clorofila-a, em geral, apresenta bandas de absorção no azul (400-500 nm) e, no vermelho (580-700 nm), enquanto que os picos de reflectância ocorrem na região do verde (515-600 nm), devido ao espalhamento celular das algas (CORAZZA *et al.*, 2009; LONDE, 2008; CANNIZZARO & CARDER, 2006), e em torno de 690 a 700 nm, causado pela interação do espalhamento celular e do mínimo de absorção por água (JENSEN, 2009).

Estas características da clorofila-a permitem estimar sua concentração utilizando-se medidas radiométricas tanto *in situ* como por satélites orbitais através da detecção da radiância emergente da coluna de água (GITELSON, *et al.*, 2011), denominada radiância volumétrica de subsuperfície (JENSEN, 2009).

A aquisição *in situ* de informações radiométricas da clorofila-a em ambientes aquáticos podem ser realizadas através da análise de dados hiperspectrais medidos por espectralradiômetros e de medidas de fluorescência em faixas espectrais definidas através de fluorômetros.

Em águas interiores, a extração de informações sobre a concentração de clorofila-a na superfície da água com uso do sensoriamento remoto hiperspectral tem sido realizada através de algoritmos baseados nas propriedades do pico de reflectância próximo a 700 nm, que incluem razões espectrais entre a reflectância máxima e mínima na faixa entre 670 e 705 nm (GITELSON *et al.*, 2007), e de modelos baseados em três e quatro bandas espectrais (GITELSON *et al.*, 2003; LE *et al.*, 2009).

Além destes, outros métodos são utilizados para destacar a influência da clorofila em relação aos demais COA's no comportamento espectral da água, como as derivadas espectrais, que indicam a taxa de variação da reflectância em função do

comprimento de onda, em que normalmente são utilizadas as derivadas de primeira e segunda ordem próximas a 690 nm (RUDORFF *et al.*, 2007; DUAN *et al.*, 2010) como bons descritores da concentração de clorofila-a em ambientes aquáticos.

Outro método promissor na estimativa da biomassa fitoplanctônica *in situ* através de informações espectrais é a espectroscopia de fluorescência (fluorometria) (FERREIRA *et al.*, 2013) que utiliza a fluorescência *in vivo* da clorofila-a em torno de 685 nm para estimar sua concentração. Este método teoricamente apresenta algumas vantagens em ecossistemas aquáticos, em razão de que a fluorescência é atribuída unicamente à presença de pigmentos fotossintetizantes, tornando mais prática sua medida (XING *et al.*, 2007; PINTO *et al.*, 2001)

1.1. Estimativa da concentração de clorofila-a na água por sensoriamento remoto

A obtenção das propriedades do meio aquático através de atributos espectrais é baseada no conhecimento das propriedades ópticas inerentes (POI) deste meio, ou seja, nos coeficientes de absorção e espalhamento do fluxo de energia radiante que são atribuídos apenas à concentração e tipo de substâncias opticamente ativas presentes no corpo de água (NOVO 2001).

Estudos envolvendo a estimativa da concentração de clorofila-a em ambientes aquáticos através de sensoriamento remoto (SR) foram inicialmente desenvolvidos para ambientes oceânicos, conhecidos como águas do tipo I, onde a clorofila e seus produtos de degradação são os principais responsáveis pelas variações nas propriedades ópticas da coluna de água (FERREIRA, 2012), as quais covariam com a clorofila-a. Nestas águas as baixas concentrações de sólidos em suspensão (TSS) e de matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM), permitem estimar a concentração do fitoplâncton através de algoritmos semi-analíticos, baseados principalmente em razões nas bandas do azul e verde do espectro eletromagnético, conhecidos como técnicas "blue to green ratio", ou razão azul/verde (MOREL & BÉLANGER, 2006).

Para ambientes aquáticos continentais, como lagos e reservatórios, e águas costeiras, conhecidos como águas do tipo II, a extração das propriedades da água por sensoriamento remoto apresenta dificuldades em função da complexidade óptica devido à existência de outros materiais opticamente ativos, principalmente partículas inorgânicas em suspensão e substâncias amarelas (matéria orgânica dissolvida) uma

vez que a propagação e a utilização da luz na coluna de água variam em diversas escalas e estão diretamente relacionadas aos COA's (MIZERKOWSKI *et al.*, 2013). Nestes ambientes as estimativas da concentração da clorofila-a na água por SR têm sido conduzidas principalmente com a utilização de algoritmos empíricos, onde são estabelecidas relações estatísticas entre a reflectância espectral da água e as concentrações de clorofila-a medidas em laboratório.

Os algoritmos empíricos mais utilizados para a estimativa da clorofila-a em águas do tipo II são baseados em razões espectrais entre a reflectância na banda de absorção na região do vermelho (ou "Red", em torno de 670 nm) e na banda de espalhamento pelas células fitoplanctônicas no infravermelho-próximo (ou "NIR", em torno de 700 nm), conhecido como NIR/Red (LONDE, 2008; RUNDQUIST *et al.*, 1996).

Mittenzwey *et al.* (1992) encontraram forte relação ($R^2 = 0,98$; $n = 94$) entre a razão em 705 nm e 670 nm da reflectância medida *in situ* e a concentração de clorofila-a em amostras coletadas em lagos e rios próximos a Berlim (Alemanha), para uma faixa de concentração entre 5 e 350 $\mu\text{g/L}$.

Em sistemas aquáticos da Amazônia, Barbosa (2005) aplicou a razão entre as reflectâncias em 708 nm e 684 nm obtendo resultados robustos ($R^2 = 0,96$; $n = 71$) para a estimativa da clorofila-a no período de cheia. Londe (2008), em pesquisa realizada no reservatório de Ibitinga-SP obteve os melhores resultados entre a razão nas reflectâncias em 895 nm e 698 nm ($R^2 = 0,85$; $n = 41$), para a estimativa da concentração de clorofila-a neste reservatório usando dados espectrais.

O índice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) desenvolvido por Rouse *et al.* (1974) também é fundamentado na relação entre o pico de reflectância na região do infravermelho próximo (NIR) e o mínimo na região do vermelho (Red) da clorofila-a. Esse índice é mundialmente conhecido para análise da atividade fotossintética da vegetação terrestre através de dados de sensoriamento remoto, porém ainda é pouco utilizado em ecossistemas aquáticos continentais. No entanto, algumas aplicações têm demonstrado seu potencial para análise do fitoplâncton em ambientes eutróficos. Novo *et al.*, (2009) utilizaram dados de concentração de clorofila-a medidos *in situ* pelo SIMA (Sistema Integrado de Monitoramento Ambiental) e o NDVI calculado sobre imagens TM/Landsat para avaliar o estado trófico no reservatório de Funil. Resultados preliminares demonstraram boa correlação entre o NDVI e a

concentração de clorofila-a, indicando que, nas condições estudadas, este índice foi sensível às variações na concentração de clorofila-a.

Em outros estudos, os algoritmos baseados em razões espectrais simples não apresentaram sensibilidade para a detecção da concentração de clorofila-a, principalmente em ambientes com alta turbidez, resultantes da concentração de sedimentos inorgânicos em suspensão. Dentre as alternativas para superação desta limitação destaca-se a técnica de análise da derivada espectral, que segundo Londe (2008) descreve a mudança na inclinação das curvas espectrais dos dados de entrada, por comprimento de onda. De acordo com Barbosa (2005), esta técnica permite decompor espectros e remover a sobreposição de feições espectrais em ambientes aquáticos, com o objetivo de discriminar os efeitos e quantificar a concentração de sedimentos e clorofila na água.

Han & Rundquist (1997) testaram a utilização da razão NIR/Red nos comprimentos de onda de 705 e 670 nm, respectivamente, para a estimativa da concentração de clorofila-a em reservatórios com águas relativamente turvas, e compararam os resultados com a primeira derivada espectral no comprimento de onda de 690 nm. Os resultados finais demonstraram que a primeira derivada em 690 nm obteve a maior correlação com a clorofila-a durante o experimento ($r = 0,82$; $n = 62$).

Em águas opticamente complexas na Amazônia, Rudorff *et al.* (2007) utilizaram análise derivativa dos espectros obtidos *in situ* e extraídos de imagens do sensor orbital Hyperion para análise da composição das águas e concluíram que em ambas as plataformas de aquisição a primeira derivada em 691 nm foi útil para estimar a clorofila-a na presença de outros COA's.

Valério (2009), durante análise do comportamento da água no reservatório de Manso-MT através de sensoriamento remoto orbital e de superfície, encontrou uma relação significativa entre a primeira derivada em 711 nm e a concentração de clorofila-a ($R^2 = 0,86$; $n = 9$), concluindo que a elevada concentração de sedimentos contribuiu para o melhor desempenho desta técnica.

Recentemente, algumas pesquisas têm demonstrado a eficiência da utilização de novos algoritmos para a estima da clorofila-a em sistemas aquáticos opticamente complexos, baseados na reflectância em três bandas espectrais. Esse tipo de algoritmo (equação 3.1) foi originalmente desenvolvido para estimar a concentração

de pigmentos na vegetação terrestre (GITELSON *et al.*, 2003), sendo que Dall'Olmo *et al.* (2003) evidenciou sua utilidade para análise da clorofila-a em águas do tipo II. O algoritmo relaciona a concentração do pigmento ($C_{\text{pig}})$ à reflectância $R(\lambda_i)$ em três bandas espectrais λ_i (GITELSON *et al.*, 2003):

$$C_{\text{pig}} = [R^{-1}(\lambda_1) - R^{-1}(\lambda_2)] \times R(\lambda_3) \quad (3.1)$$

Dall'Olmo & Gitelson (2006) e Gitelson *et al.* (2007) demonstraram que para a estimativa da concentração de clorofila-a utilizando este algoritmo a reflectância em λ_1 deveria ser na região do vermelho, em torno de 670 nm, enquanto que para λ_2 em torno de 710 nm e λ_3 em torno de 750 nm. Sua eficiência foi testada por Gitelson *et al.* (2008) em águas do tipo II sob diferentes condições ópticas, estados tróficos e localizações geográficas em lagos, reservatórios, estuários e águas costeiras nos EUA. Os resultados demonstraram o bom desempenho deste algoritmo ($R^2 = 0,96$; $n = 253$) para a estimativa da concentração de clorofila-a em águas opticamente complexas.

O uso de sensores orbitais para análise de parâmetros de qualidade em águas do tipo II tem sido impulsionado pela crescente disponibilidade de dados de satélites multi e hiperespectrais à comunidade científica e principalmente pelo desenvolvimento de novos sistemas imageadores com bandas espectrais específicas para análise de ambientes aquáticos. Diversos trabalhos têm sido desenvolvidos utilizando imagens orbitais de diferentes sensores a bordo de satélites. A Tabela 3.1 relaciona alguns desses estudos.

Tabela 3.1. Relação de alguns trabalhos desenvolvidos utilizando dados orbitais para análise de qualidade da água em ambientes aquáticos.

Autor (ano)	Satélite/Sensor	Parâmetro(s)/R²
Thiemann & Kaufmann (2000)	IRS-1C/LISS-III	Chl-a: 0,85
Kloiber <i>et al.</i> (2002)	Landsat/TM e MSS	Secchi: 0,71 a 0,92
Brezonik <i>et al.</i> (2005)	Landsat/TM	Chl-a: 0,88
Wang <i>et al.</i> (2006)	Landsat/TM	Secchi: 0,58 Turbidez: 0.53 Chl-a: 0.70 TSS: 0.52
Duan <i>et al.</i> (2007)	Landsat/TM	Chl-a: 0,66
Zhengjun <i>et al.</i> (2008)	Landsat/TM e ETM	Chl-a: 0,86
Olmanson <i>et al.</i> (2008)	Landsat/MSS, TM e ETM	Secchi: 0,71 a 0,96
Nas <i>et al.</i> (2009)	ASTER/Terra	Chl-a: 0.86
Moses <i>et al.</i> (2009)	MERIS/Envisat	Chl-a: 0,95 a 0,97
Gilerson <i>et al.</i> (2010)	MERIS/Envisat	Chl-a: 0,95
Yang <i>et al.</i> (2011)	MERIS/Envisat	Chl-a: 0,76 TSS: 0,89 MOD: 0,26
Gurlin <i>et al.</i> (2011)	MERIS/Envisat	Chl-a: 0,95
Moses <i>et al.</i> (2012)	MERIS/Envisat	Chl-a: 0,98

Como observado na Tabela 3.1, pesquisas recentes têm demonstrado a aplicabilidade do sensor orbital MERIS (*Medium Resolution Imaging Spectrometer*) no monitoramento da concentração de clorofila por satélite em águas opticamente complexas, tanto em ambientes marinhos como continentais (MOSES *et al.*, 2012; MATTHEWS *et al.*, 2012; YANG *et al.*, 2011; SPYRAKOS *et al.*, 2011; ODERMATT *et al.*, 2010; GONS *et al.*, 2008) assim como de outros constituintes opticamente ativos (YANG *et al.*, 2011; NASCIMENTO, 2010).

O sensor MERIS está a bordo do satélite de observação da Terra ENVISAT (*Environmental Satellite*) da Agência Espacial Européia (ESA), e consiste em um espectrômetro imageador de varredura eletrônica *pushroom* que opera em 15 bandas espectrais programáveis compreendendo as faixas do visível ao infravermelho próximo, entre 400 e 900 nm com um campo de visada de 68,5° no nadir, o que permite uma faixa de imageamento de largura de 1.150 km em uma altitude nominal de 800 km e órbita polar com resolução temporal de 3 dias (NASCIMENTO, 2010).

De acordo com ESA (2006) as imagens MERIS são disponibilizadas em 3 diferentes níveis de resolução espacial, sendo de 260 m x 290 m no modo *Full-*

Resolution (FR), 1040 m x 1160 m no modo *Reduced Resolution* (RR) e de 4160 m x 4640 m no modo *Low Resolution* (LR). Além disso, os produtos MERIS são fornecidos em três níveis de processamento (ESA, 2006):

- Nível 1B – Imagens re-amostradas em grade orientada à órbita do satélite com valores calibrados de radiância no topo da atmosfera (TOA);
- Nível 2 – imagens derivadas dos produtos nível 1B, com valores de pixels processados para obtenção de parâmetros geofísicos;
- Nível 3 – síntese de um ou mais produtos MERIS (e possivelmente dados auxiliares) para obtenção de parâmetros geofísicos integrados no tempo.

Tabela 3.2. Principais aplicações e bandas espectrais do sensor MERIS.

Banda	Faixa de operação (nm)	Principal aplicação
1	407,5 - 417,5	Substâncias amarelas
2	437,5 - 447,5	Máximo de absorção pela clorofila
3	485 - 495	Clorofila e outros pigmentos
4	505 - 515	Sedimentos em suspensão, maré vermelha
5	555 - 565	Mínimo de absorção pela clorofila
6	615 - 625	Sedimentos em suspensão
7	660 - 670	Absorção pela clorofila e referência fluorescência
8	677,5 - 685	Pico de fluorescência da clorofila
9	703,75 - 713,75	Referência fluorescência e correções atmosféricas
10	750 - 757,5	Vegetação, nuvens
11	758,75 - 762,5	Banda de absorção do O ₂
12	771,25 - 786,25	Correções atmosféricas
13	855 - 875	Vegetação, referência vapor de água
14	880 - 890	Correções atmosféricas
15	895 - 905	Vapor de água

Fonte: ESA, 2006

O objetivo principal do sensor MERIS é a medição da cor da água em áreas oceânicas e costeiras para estimativas do potencial fotossintético, e da concentração de material orgânico dissolvido e partículas em suspensão, o que é possível através de bandas localizadas em faixas que permitem a aplicação em ambientes aquáticos (Tabela 3.2). Além disso, este sensor fornece parâmetros úteis em aplicações continentais e atmosféricas.

1.2. Aplicações de fluorometria em limnologia

Além dos métodos descritos anteriormente em que são utilizadas as características de absorção e espalhamento da REM no meio aquático para estimar a concentração da clorofila e dos demais COA's, também é utilizada uma técnica relacionada ao espectro de fluorescência *in vivo* deste pigmento, ou seja, a faixa espectral em que ocorre a re-emissão da energia absorvida pelas moléculas de clorofila-*a*, presentes nos organismos fitoplanctônicos, em função de sua passagem do estado de excitação para o estado fundamental (FERREIRA, 2012). Segundo Campostrini (2001), esta reemissão pode variar de 0,5 a 5% da energia absorvida, e ocorre em maior intensidade por volta de 685 nm (FERREIRA, 2012; SUGGETT *et al.*, 2010; YENTSCH e PHINNEY, 1985).

A utilização da fluorescência *in vivo* da clorofila-*a* para estimar sua concentração em ambientes aquáticos tem sido relatada desde a década de 1960, principalmente em águas oceânicas (HOLM-HANSEN *et al.*, 1965; FLEMER, 1969; CAPERON *et al.*, 1971), sendo que sua utilização em águas continentais ainda é recente (FERREIRA *et al.*, 2013; CATHERINE *et al.*, 2012; GREGOR *et al.*, 2005; PINTO *et al.*, 2001), porém com resultados promissores.

Pinto *et al.* (2001) utilizaram uma metodologia para a medição contínua da concentração de clorofila-*a* através da fluorescência *in vivo* detectada por um fluorômetro (Turner modelo 10-Au-005) em um reservatório artificial e uma lagoa, ambos no estado de Minas Gerais. As medidas fluorométricas foram calibradas e comparadas com a concentração de clorofila-*a* determinada em laboratório por dois métodos espectrofotométricos. Os resultados indicaram correlações variando de 0,71 a 0,91 entre as leituras do fluorômetro e as medidas de clorofila-*a* em laboratório, concluindo que apesar das diferenças encontradas entre os dois sistemas a técnica de medição contínua de fluorescência *in vivo* pode ser de grande utilidade na avaliação do estado trófico de sistemas aquáticos e com melhor custo-benefício.

Gregor *et al.* (2005) analisaram a concentração do fitoplâncton e os grupos taxonômicos em cinco reservatórios com vários níveis de eutrofização através da análise da concentração de clorofila-*a* medida por uma sonda submersível de fluorescência (*FluoroProbe*) em modo contínuo. Os resultados obtidos com a sonda apresentaram alta correlação com medidas realizadas em laboratório ($r = 0,95$; $n =$

96), e um bom potencial para identificar florações de cianobactérias, o que indicou, segundo os autores, que este método poderia ser uma ferramenta útil no gerenciamento da qualidade da água e na análise da variabilidade espacial do fitoplâncton.

Com objetivo de demonstrar a aplicabilidade de medidas de fluorescência *in vivo* para detectar cianobactérias potencialmente tóxicas em um reservatório de abastecimento na Polônia, Izydorczyk *et al.* (2009) utilizaram as medidas coletadas por um fluorômetro (*Algae Online Analyser* - AOA) e compararam os resultados com a clorofila-*a* determinada por métodos tradicionais, como a espectrofotometria. Os resultados apresentaram alta correlação ($r = 0,96$; $n = 47$), permitindo aos autores comprovar a utilidade desta ferramenta no monitoramento de cianobactérias potencialmente tóxicas em reservatórios de abastecimento, e para o estabelecimento de um sistema de alerta para florações destes organismos em sistemas de água potável.

Catherine *et al.* (2012) testaram a confiabilidade dos dados obtidos por fluorometria (FluoroProbe) para estimar a biomassa fitoplanctônica em ecossistemas aquáticos a partir de uma extensa base de dados de qualidade da água em lagos e reservatórios na França. As medidas de clorofila-*a* estimadas pelos dados fluorométricos foram fortemente correlacionadas com as medidas em laboratório ($r = 0,97$; $n = 50$). Também foram obtidas informações relacionadas à composição do fitoplâncton, indicando a eficiência e praticidade deste método para o monitoramento do fitoplâncton em sistemas aquáticos continentais.

Ferreira *et al.* (2013) testaram a eficiência da espectroscopia de fluorescência na estimativa da concentração de clorofila-*a* em águas do Caso II na Planície do rio Curuai / rio Amazonas. Para isso foram realizados transectos utilizando um fluorômetro de filtro em modo contínuo concomitante à aquisição de medidas limnológicas. Os resultados obtidos no lago Grande de Curuai apresentaram forte ajuste entre a fluorescência *in vivo* e a concentração de clorofila-*a* ($R^2 = 0,94$), e apesar das limitações decorrentes das diferenças ópticas entre os ambientes analisados e de aspectos técnicos, os autores destacaram o grande potencial de medidas de fluorescência em fluxo contínuo para a estimativa da concentração de clorofila em águas complexas.

1.3. Objetivos

O objetivo deste capítulo é avaliar a capacidade de dados de sensoriamento remoto coletados *in situ* e obtidos por sensores orbitais para a estimativa da concentração de clorofila-*a* na água. Para isso os seguintes objetivos específicos foram estabelecidos:

- estabelecer relações dos dados de sensoriamento remoto com a concentração de clorofila-*a* na água, através de análises de correlação e regressão;
- analisar o potencial de utilização de algoritmos espectrais na estimativa da concentração de clorofila-*a* no reservatório de Funil;
- avaliar a capacidade do sensor MERIS para mapear a concentração de COA's neste ecossistema.

2. Materiais e Métodos

2.1. Área de estudo

O reservatório da usina hidrelétrica de Funil (Figura 3.1) é formado pelo barramento do Rio Paraíba do Sul em seu trecho médio-superior, e localiza-se em sua maior parte nos municípios de Itatiaia e Resende no estado do Rio de Janeiro, margeando pequenas áreas nos municípios paulistas de Queluz, Areias e São José do Barreiro, entre as coordenadas de 22°30' e 22°37' de latitude Sul e 44°32' e 44°41' de longitude Oeste.

O reservatório de Funil possui uma área inundada de cerca de 40 km² com uma profundidade máxima de 70 metros e média de 20 metros, e volume total de 8,9 bilhões m³ (CEIVAP, 2007). O tipo climático da região é mesotérmico com verões quentes e estação chuvosa no verão, segundo classificação climática de *Köppen*, e com clima continental do tipo Aw, ou seja, com uma estação seca bem acentuada coincidindo com o inverno.

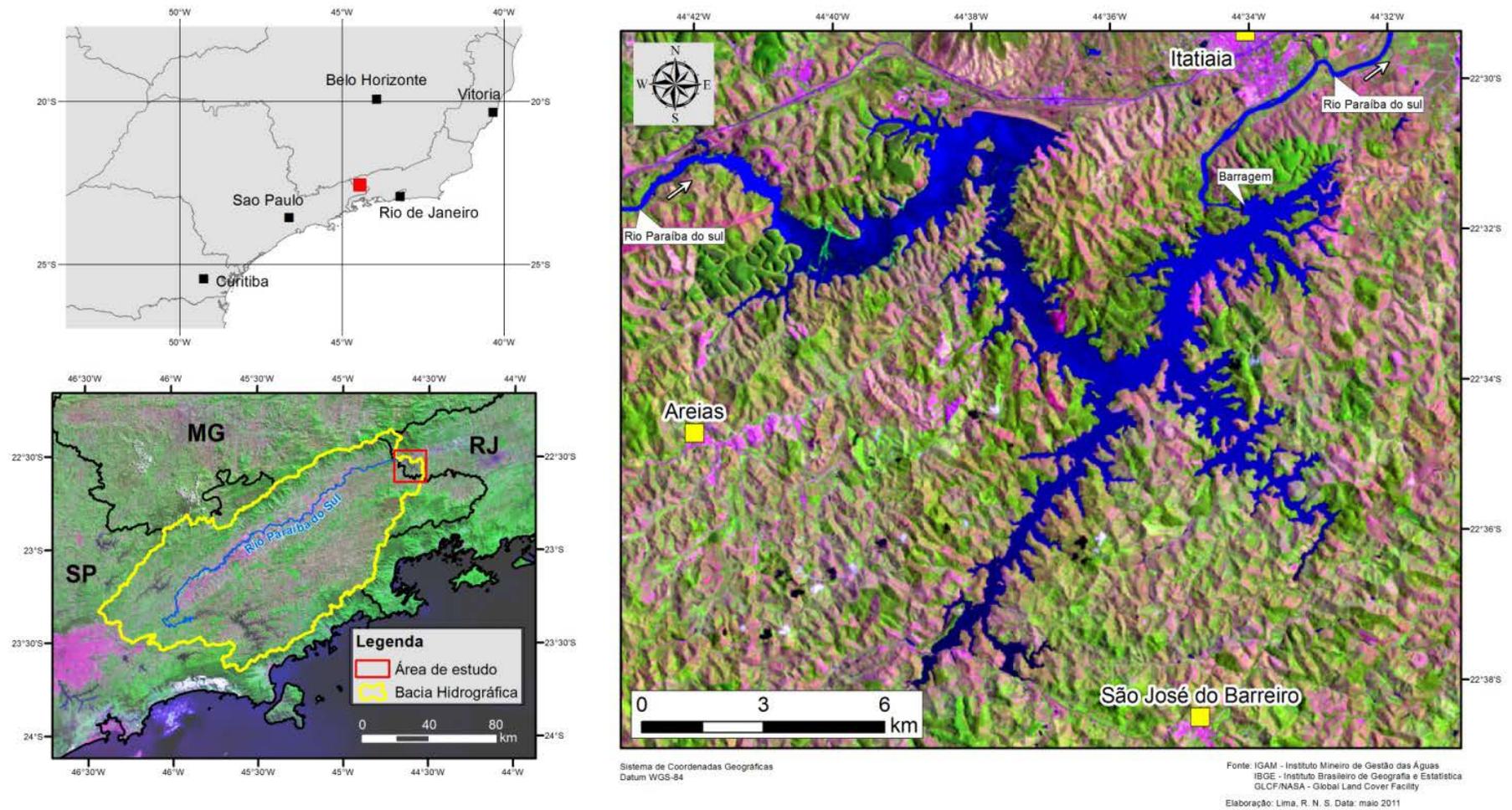


Figura 3.1. Localização do reservatório da UHE de Funil.

2.2. Procedimentos metodológicos

A seguir, é apresentado um resumo esquemático dos procedimentos metodológicos adotados neste trabalho, que abordam a aquisição e processamento dos dados de sensoriamento remoto obtidos *in situ*, e informações obtidas pelo sensor orbital MERIS (Figura 3.2).

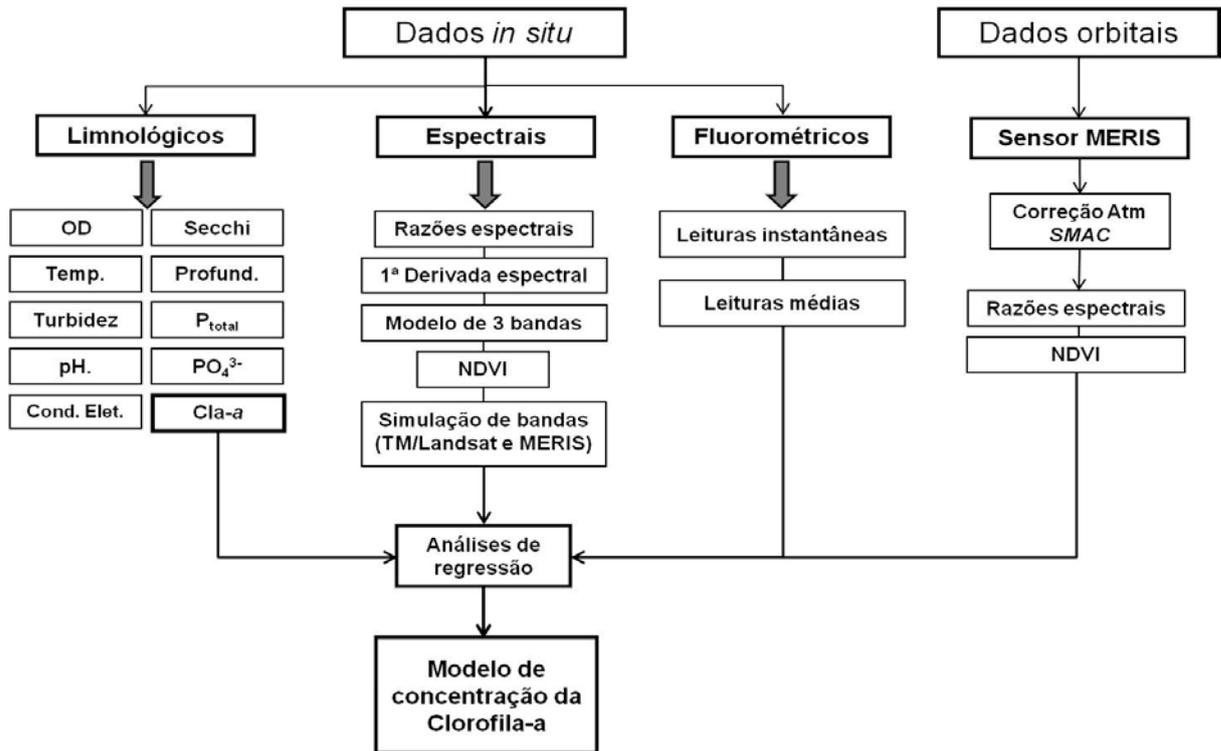


Figura 3.2. Fluxograma metodológico.

2.2.1. Experimentos de campo

Nos dias 12/12/2011 e 13/12/2011 foram realizados experimentos de campo em 21 pontos amostrais (Figura 3.3) no reservatório de Funil (RJ), para aquisição de dados espectrais e fluorométricos *in situ*. Simultaneamente foi realizada a medição dos parâmetros de qualidade da água: oxigênio dissolvido – OD (mg/L); temperatura da água (°C); turbidez (NTU); pH; condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e; transparência da água (Secchi – m). Também foram realizadas coletas de amostras de água para posterior análise em laboratório da concentração de clorofila-a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), fósforo total – PT ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) e ortofosfato – PO_4^{3-} ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)

Os 21 pontos de amostragem foram previamente escolhidos visando a máxima cobertura da área do reservatório e um número mínimo de informações que pudessem descrever o fenômeno estudado. Foi também levado em consideração o planejamento logístico da campanha de campo na distribuição dos pontos de amostragem.

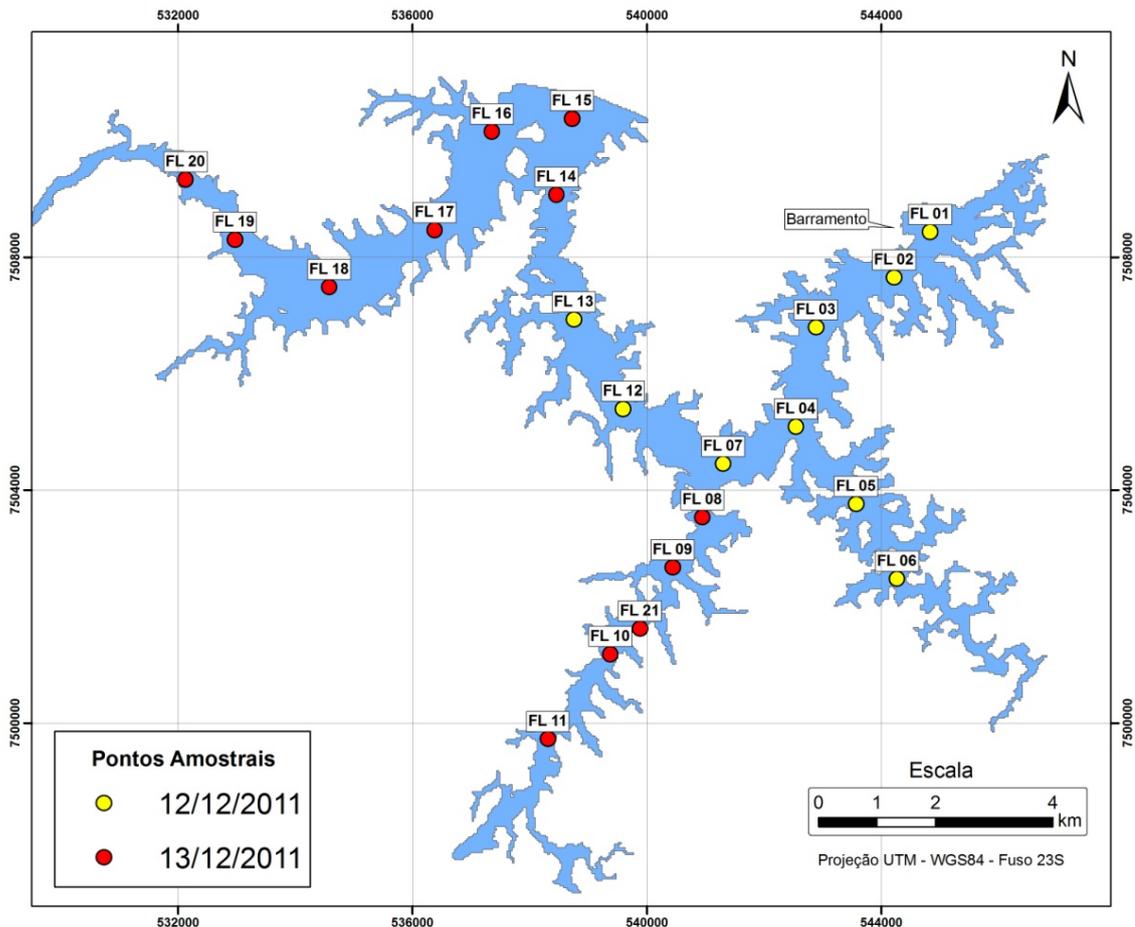


Figura 3.3. Localização dos 21 pontos amostrais no reservatório de Funil.

2.2.1.1. Dados espectrais

Para as medidas espectrais da água foi utilizado um espectroradiômetro ASD *Field Spec HandHeld 2*, com faixa de operação entre 325 e 1075 nm, resolução espectral de 1nm e campo de visada de 25°. O horário escolhido para aquisição dos dados foi entre 10:00 e 16:00 horas. Este intervalo foi selecionado considerando o período com menor ângulo de inclinação solar e em que há maior fluxo de energia no

campo de irradiação. Para a correta condução do trabalho as condições meteorológicas adequadas foram imprescindíveis, ou seja, ausência de cobertura de nuvens no local de aquisição e ventos fracos. De acordo com Pereira-Filho *et al* (2005) as condições do tempo alteram o campo de luz incidente assim como as características da rugosidade da superfície da água pela ação do vento, interferindo na intensidade e forma das respostas espectrais.

As medidas espectrais em cada ponto foram realizadas sob as mesmas condições de aquisição, de acordo com o protocolo sugerido por Fougnie *et al* (1999), considerando a aquisição em um ângulo de cerca de 40° em relação ao plano horizontal, e a uma posição perpendicular do alinhamento entre a proa do barco e o sol, de forma a evitar áreas sombreadas e também o efeito da reflexão especular. O Anexo 5 apresenta o arquivo fotográfico com os detalhes da obtenção de dados espectrais *in situ*.

Para obtenção do fator de reflectância bidirecional (FRB), que representa a fração da energia radiante que é refletida pelo alvo, foi utilizado como referência de superfície lambertiana uma placa (Spectralon) com valor de reflectância acima de 99% para os comprimentos de onda de 400 a 1500 nm (LABSPHERE, 2012). Para cada ponto foi feita a calibração através da aquisição do FRB da placa de referência, sendo realizadas em seguida 5 medidas de radiância da água. Para alguns pontos foram realizadas um segundo conjunto de 5 medições devido a problemas na calibração e de passagem de nuvens no momento da aquisição. Os valores de radiância espectral adquiridos pelo espectraloradiômetro foram convertidos em fator de reflectância através da seguinte expressão (Equação 3.2):

$$FRB_{\lambda} = L_{a, \lambda} / L_{r, \lambda} \quad (3.2)$$

onde:

FRB_{λ} = fator de reflectância bidirecional (adimensional);

$L_{a, \lambda}$ = radiância espectral do alvo ($W.cm^{-2}.sr^{-1}.\mu m^{-1}$);

$L_{r, \lambda}$ = radiância espectral da placa de referência ($W.cm^{-2}.sr^{-1}.\mu m^{-1}$).

A obtenção dos espectros médios de reflectância em cada ponto amostral foi executada utilizando a média aritmética das 5 medidas realizadas, através do código computacional *ViewSpecPro*, sendo que para alguns pontos optou-se por excluir

determinados espectros que apresentaram anomalias ou grandes diferenças em relação aos demais.

2.2.1.2. Dados fluorométricos

A análise de fluorescência da clorofila-*a* na água foi conduzida simultaneamente à coleta dos demais parâmetros, e envolveu a utilização de técnicas de aquisição dos dados fluorométricos *in situ* através de medidas pontuais e em fluxo contínuo obtidas com o fluorômetro Turner Designs modelo 10-AU-005-CE. Esse equipamento foi instalado na popa da embarcação, sendo conectada a uma bomba de sucção de 12 V e a uma mangueira de coleta de água fixada a cerca de 30 cm sob a superfície, e com um fluxo de aproximadamente 23,8 L.min⁻¹. O fluorômetro é equipado com um tubo fotomultiplicador (Hamamatsu R446) e opera na faixa espectral que varia entre 185 a 870 nm. Foi instalado um kit óptico (10-037R) composto por um filtro de excitação Andover 10-050R (240 a 500 nm), um filtro passa alta Andover 10-051R (>665) e uma lâmpada 10-045 (*Daylight White*) (FERREIRA *et al.*, 2013).

As medidas foram executadas em transectos, seguindo a localização dos pontos amostrais (Figura 3.4). O intervalo de registro dos dados em modo contínuo foi definido em 5 segundos, sendo registrados, simultaneamente, as coordenadas geográficas do ponto e o respectivo valor de fluorescência. O registro e armazenamento dos dados foram realizados de forma automática através do código computacional Windmill 7.

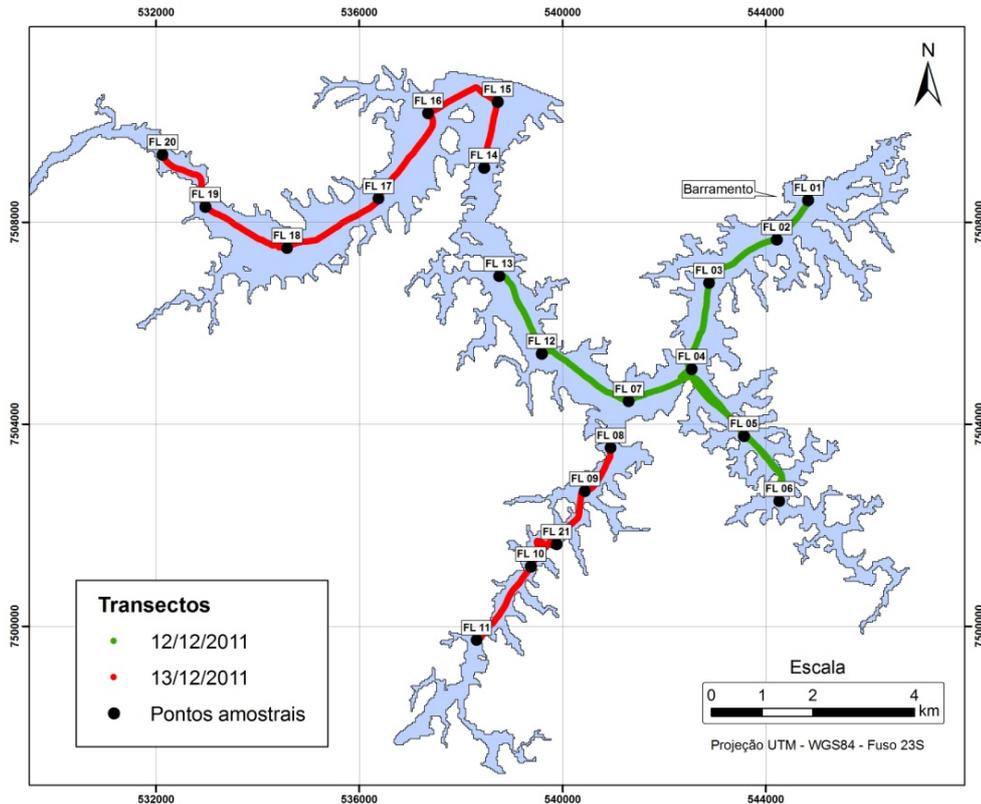


Figura 3.4. Localização dos transectos percorridos para as medidas fluorométricas.

2.2.2. Estimativa da concentração de clorofila a partir de dados espectrais

Para a estimativa da concentração de clorofila-a a partir dos dados hiperespectrais médios de cada ponto, obtidos com o espectroradiômetro, foram utilizados algoritmos baseados nas principais feições de absorção e reflectância da REM pela clorofila, assim como nas características de sua curva espectral, para destacá-la dos demais componentes e permitir a construção de modelos bio-ópticos relacionados à sua concentração na água.

Dessa forma foram utilizadas cinco metodologias para estimar a concentração de clorofila no reservatório de Funil, a partir de dados espectrais *in situ*:

a) Razão espectral (R_a): essa metodologia consiste na razão entre a reflectância espectral em dois comprimentos de onda distintos (R_{λ_1} ; R_{λ_2}), conforme Equação 3.3. Neste trabalho foram testadas razões entre bandas em comprimentos de onda utilizados por outros autores, em algumas regiões do NIR e Red do espectro, onde se verificam importantes feições de espalhamento e absorção da REM pela clorofila-a,

tais como: 705/670 (MITTENZWEY, 1992; HAN & RUNDQUIST, 1997); 708/684 (BARBOSA, 2005); 895/698 (LONDE, 2008) e $NIR_{m\acute{a}x}/RED_{m\acute{i}n}$ (RUNDQUIST *et al.*, 1996).

$$Ra = R_{(\lambda_1)} / R_{(\lambda_2)} \quad (3.3)$$

b) Primeira derivada espectral: o método da primeira derivada espectral descreve a mudança na inclinação da curva de reflectância em relação ao comprimento de onda (SHI *et al.*, 2007), evidenciando os pontos onde há mudanças bruscas de resposta espectral, de acordo com a seguinte expressão:

$$dR / d\lambda_j = [R(\lambda_i) - R(\lambda_j)] / \Delta\lambda \quad (3.4)$$

onde:

$dR / d\lambda_j$ = derivada espectral de primeira ordem;

$\Delta\lambda$ = separação entre as bandas adjacentes ($\lambda_j - \lambda_i$, tal que $\lambda_j > \lambda_i$);

$R(\lambda)$ = reflectância espectral nos comprimentos de onda λ_i e λ_j

Antes de seu cálculo foi necessário reduzir os ruídos nos dados hiperespectrais de entrada, considerando a sensibilidade de derivadas a ruídos, os quais são comuns em ambientes não controlados. Para isso efetuou-se a suavização dos dados através da aplicação de um filtro de média móvel de sete pontos:

$$R_s (\lambda_i) = [\sum R (\lambda_j)] / n \quad (3.5)$$

onde:

$R_s (\lambda_i)$ = reflectância suavizada no comprimento de onda λ_i ;

$R (\lambda_j)$ = reflectância original no comprimento de onda λ_j ;

n = número de bandas (7)

c) Modelo de 3 bandas: este método consistiu na utilização das reflectâncias nos comprimentos de onda de 670, 710 e 750 nm (DALL'OLMO & GITELSON, 2006;

GITELSON *et al.*, 2007) para relacionar a concentração do pigmento $C_{\text{pig}}m$ e a reflectância $R(\lambda_i)$ nestas três bandas espectrais, conforme equação a seguir:

$$C_{\text{pig}}m = [R^{-1}(\lambda_1) - R^{-1}(\lambda_2)] \times R(\lambda_3) \quad (3.6)$$

onde:

$R(\lambda_1)$ = reflectância no comprimento de onda de 670 nm;

$R(\lambda_2)$ = reflectância no comprimento de onda de 710 nm;

$R(\lambda_3)$ = reflectância no comprimento de onda de 750 nm.

d) NDVI – Índice de Vegetação por Diferença Normalizada: Para o cálculo do NDVI a partir dos dados radiométricos *in situ* foram utilizados os valores máximos de reflectância no infravermelho próximo ($\text{NIR}_{\text{máx}}$) e o mínimo no vermelho ($\text{RED}_{\text{mín}}$), através da expressão:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR}_{\text{Max}} - \text{RED}_{\text{mín}}) / (\text{NIR}_{\text{Max}} + \text{RED}_{\text{mín}}) \quad (3.7)$$

e) Bandas espectrais simuladas: simulação das bandas do sensor TM/Landsat, e do sensor MERIS a partir dos dados espectrais obtidos *in situ*. A simulação das bandas teve como objetivo avaliar o potencial máximo de cada sensor orbital para a estimativa da concentração de clorofila-a no reservatório de Funil. Justifica-se a utilização deste método devido a maior eficiência da simulação por não incluir teoricamente a interferência atmosférica nos dados espectrais. Para a simulação das bandas dos sensores TM/Landsat e MERIS, foi utilizada a função de resposta espectral de cada sensor, disponível em NASA (2011) e ESA (2005), respectivamente.

2.2.3. Dados orbitais

2.2.3.1. Aquisição e processamento das imagens MERIS

Foram utilizados dados do sensor MERIS (*Medium Resolution Imaging Spectrometer*) a bordo do satélite de observação da Terra ENVISAT (*Environmental*

Satellite) da Agência Espacial Européia (ESA) para estimar a concentração de clorofila-a no reservatório de Funil através de dados orbitais. Para este trabalho foi utilizado o produto nível 1B, no modo *Full-Resolution* (FR).

A seleção e aquisição dos dados foi realizada através da plataforma EOLi (*Earth Observation Link*) versão 7.2, que permite a busca em todo acervo e a solicitação de imagens disponibilizadas pela ESA. Para as datas das campanhas *in situ* foi selecionada apenas a cena ID: [C1P.10990_6_1_0001_0_20120807084250](#), coincidente com o dia 13/12/2011, e horário de passagem às 12:51h (UTC). Essa imagem mostrou-se adequada devido à baixa cobertura de nuvens, a qual ocorreu somente em um pequeno trecho do reservatório.

Para o processamento da imagem, foi utilizado o código computacional BEAM-VISAT, originalmente desenvolvido para processamento de dados dos instrumentos ópticos a bordo do satélite Envisat. Após aquisição dos dados MERIS, as imagens brutas em valores de radiância foram importadas pelo código computacional BEAM-VISAT, sendo, em seguida, realizada a correção atmosférica e a conversão para reflectância através do processador SMAC (*Simplified Method for Atmospheric Corrections*) utilizando dados do modelo atmosférico ECMWF (*European Centre for Medium-Range Weather Forecasts*). As imagens corrigidas foram reprojadas para o sistema de coordenadas geodésicas, datum WGS84 e formato *Geotiff*.

Em seguida, no código computacional ENVI[®] versão 4.8 (EXELIS, 2009), as camadas temáticas correspondentes aos pontos amostrais foram sobrepostas às imagens MERIS com objetivo de se obter os espectros de reflectância de cada ponto, considerando as 15 bandas espectrais desse sensor. Sobre os espectros de reflectância, foram utilizados os modelos espectrais NDVI, e a razão NIR/RED para analisar a relação destes com a concentração de clorofila nos pontos amostrais e avaliar o potencial de utilização das imagens MERIS.

2.2.4. Análises estatísticas

Para avaliar a relação entre as propriedades espectrais da água e a concentração de clorofila-a, foi utilizada uma abordagem semi-empírica para o desenvolvimento de algoritmos utilizando análises de regressão linear e não lineares simples.

A regressão linear ajusta um conjunto dependente de dados observados (neste caso a concentração de clorofila-a) usando uma combinação linear de variáveis independentes (neste caso, os valores provenientes dos modelos espectrais em determinados comprimentos de onda, ou os valores de fluorescência *in vivo*). Nas regressões do tipo não linear simples, o ajuste é realizado através de combinações não lineares usando principalmente funções exponenciais, logarítmicas e de potência. A qualidade do ajuste foi representada pelo coeficiente de determinação (R^2) que fornece uma indicação da significância da correlação no intervalo de confiança pré-definido de 95% (valor de significância, $p = 0,05$).

Desse modo, foram obtidos algoritmos baseados nos resultados da análise de regressão, de acordo com as equações apresentadas na Tabela 3.3.

Tabela 3.3. Modelos de regressão utilizados.

Equações de Regressão	
Regressão linear: $C_{chl-a} = aX + b$	Regressão exponencial $C_{chl-a} = a.e^{b(X)}$
Regressão logarítmica $C_{chl-a} = a + b.In(X)$	Regressão de potência $C_{chl-a} = a + X^b$

onde:

C_{chl-a} = concentração de clorofila-a ($\mu\text{g} / \text{L}$);

“a” e “b” = coeficientes de regressão;

x = valor do modelo espectral em determinado(s) comprimento(s) de onda, ou o valor da fluorescência *in vivo*;

e = 2,71828;

ln = logaritmo neperiano

3. Resultados e Discussões

3.1. Condições meteorológicas

Os registros das condições atmosféricas nas datas das campanhas de campo podem ser observados através dos dados da estação meteorológica de Resende-RJ (Cód. 83738) do INMET, localizado a cerca de 14 km do reservatório (Tabela 3.4). Apesar de haver registro de precipitação acumulada no dia 13/12/2011 às 12h (UTC²) na estação meteorológica, esta não foi observada em campo, durante a coleta de dados. Vale destacar que as condições do tempo durante o período de coleta de dados estavam boas no reservatório, com sol incidente e pouca ou nenhuma cobertura de nuvens e sem ventos.

Tabela 3.4. Condições meteorológicas observadas na estação meteorológica de Resende-RJ (Cód: 83738) durante as datas das campanhas de campo.

Estação	Resende (cód: 83738)					
	12/12/2011			13/12/2011		
Data	00:00	12:00	18:00	00:00	12:00	18:00
Hora (UTC)	00:00	12:00	18:00	00:00	12:00	18:00
Precipitação (mm)		0.0			3.2	
Temp. Bulbo Seco (°C)	21	23.2	30	22	23.8	32
Temp. Bulbo Úmido (°C)	18.2	19	22	21.2	21.2	23
Temp. Máxima (°C)	30.4			33		
Temp. Mínima (°C)		16			19	
Umidade Relativa (%)	74	65	48	93	78	44
Pressão Atm. (hPa)	960.3	961.9	959.1	960.1	961.8	958.1
Velocidade do Vento (m/s)	3.6	0	2	0	0	0
Insolação (horas)	11.1			8.9		

Fonte: INMET (Instituto Nacional de Meteorologia).

3.2. Dados Espectrais da água

Na Figura 3.5 são apresentados os espectros do fator de reflectância obtidos nos 21 pontos amostrais no reservatório de Funil nos dias 12 e 13/12/2011. Pode-se observar que, na maior parte dos pontos os espectros de reflectância apresentaram picos mais elevados na região do verde, em torno de 560 nm, e no limite entre as

² UTC - *Universal Time Coordinated* (Tempo Universal Coordenado).

regiões do vermelho e infravermelho-próximo, em torno de 700 nm, e um pico de absorção próximo a 678 nm. Esta característica é um indicativo de que o campo óptico de reflexão é dominado principalmente pela clorofila presente nos organismos fitoplanctônicos, e que influencia o processo de espalhamento da energia eletromagnética (KIRK, 1994).

No Anexo 6, é apresentado um registro fotográfico da cor da água onde pode ser observada a dominância da tonalidade esverdeada em quase todos os pontos amostrais, exceto nos pontos próximos à zona de transição lótico/lêntico (FL18, FL19 e FL20) onde o material inorgânico em suspensão proveniente do rio Paraíba do Sul confere uma tonalidade alaranjada com máximo de reflectância em torno de 590 nm.

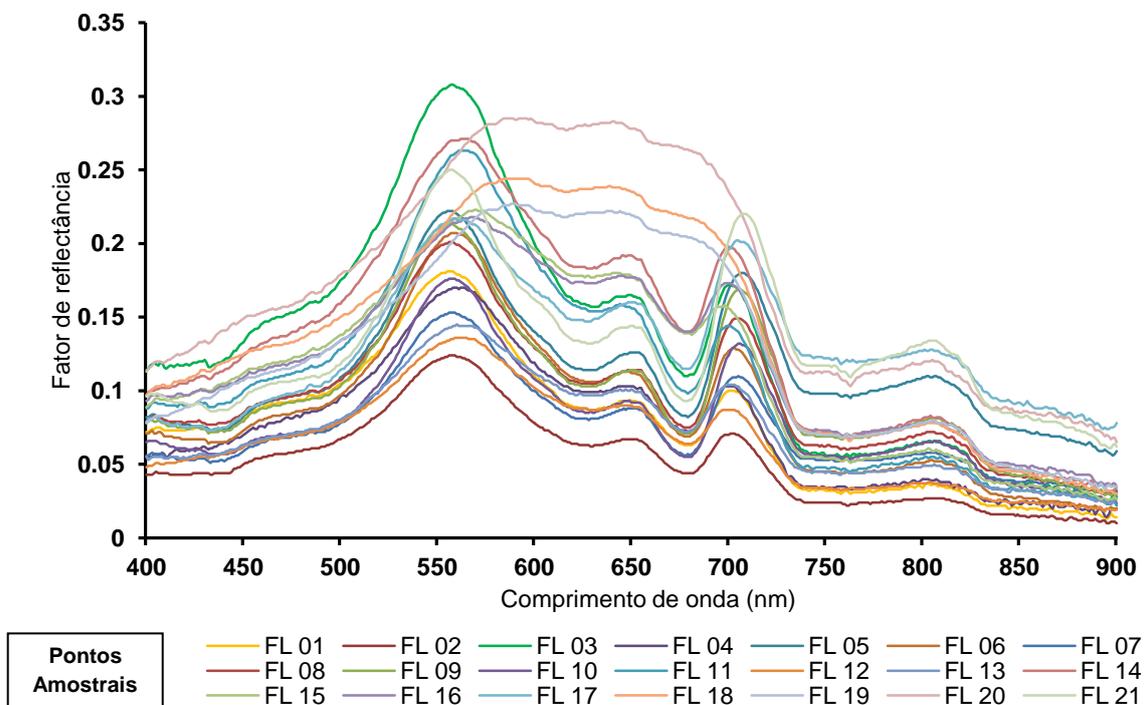


Figura 3.5. Espectros de reflectância brutos obtidos no reservatório de Funil.

De um modo geral, o albedo nos pontos amostrais do reservatório de Funil foi elevado quando comparado com os resultados obtidos em outros sistemas aquáticos continentais no Brasil, como por exemplo, os espectros obtidos no reservatório de Ituparanga-SP (PEREIRA, 2008), em sistemas da Amazônia (BARBOSA, 2005; NOBREGA, 2002; RUDORFF *et al.*, 2007), nos reservatórios de Manso-MT e de Itumbiara-GO (VALÉRIO, 2009; NASCIMENTO, 2010) e em reservatórios da região

Sul (CORAZZA, 2009; WACHHOLZ, 2007). A elevada reflectividade da água no reservatório de Funil pode ser função de sua alta turbidez dada pela grande quantidade de partículas em suspensão, principalmente fitoplâncton, que reduz a penetração da luz na coluna de água, o que pode ser verificado pelos baixos valores de transparência do disco de Secchi (Figura 3.6).

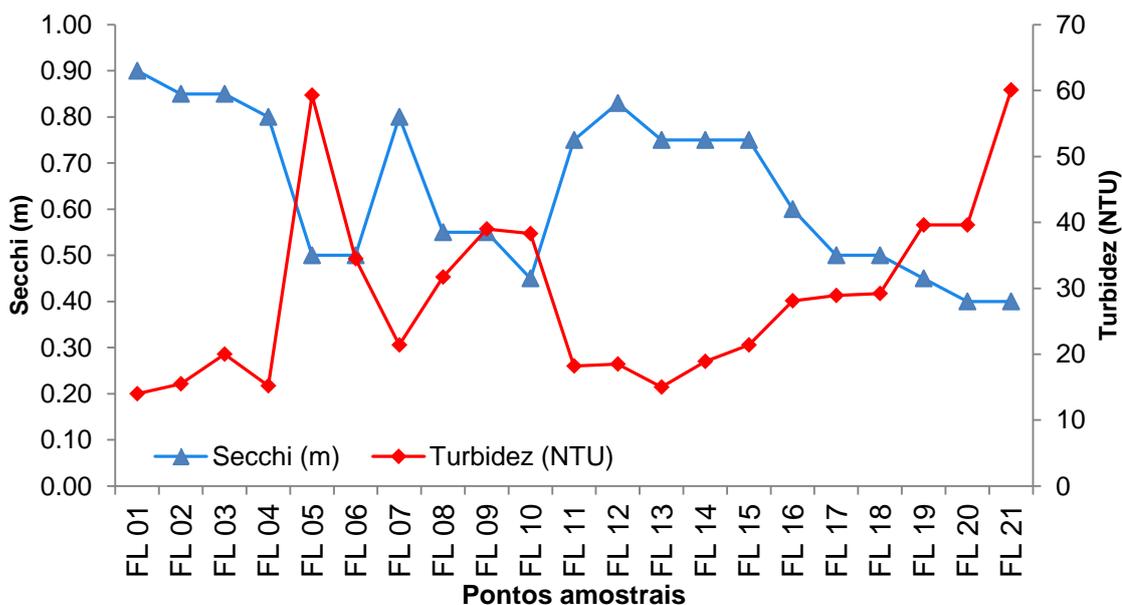


Figura 3.6. Valores de Turbidez (NTU) e transparência da água (Secchi).

Em outros sistemas aquáticos eutróficos, as taxas de reflectância são elevadas com maiores picos na região do verde, sendo que em condições de florações intensas (*blooms*) os máximos tendem a se deslocar para a região do infravermelho próximo (NIR), assemelhando-se à resposta espectral da vegetação terrestre, como demonstrado por Londe (2008) em alguns espectros do reservatório de Ibitinga-SP.

Nos espectros obtidos no reservatório de Funil, podem-se observar dois grupos principais caracterizados por diferentes respostas espectrais (Figura 3.7). O primeiro grupo (G1) corresponde aos espectros cuja resposta é dominada por feições típicas da presença de fitoplâncton, com picos de reflexão pronunciados no verde e no limite entre o vermelho e infravermelho e um pico de absorção no vermelho, e o segundo grupo (G2) correspondente aos espectros com resposta espectral mais característica do material inorgânico em suspensão devido à proximidade com o ambiente lótico do

rio Paraíba do Sul, apresentando curvas espectrais com um patamar bem definido entre 550 e 700 nm.

Através da análise das curvas espectrais, observa-se que tanto no Grupo 1 (FL01 a FL17 e FL21) quanto no Grupo 2 (FL18, FL19 e FL20), a região do azul, nas faixas de comprimento de onda entre 400 e 500 nm, apresenta baixa reflectância, sendo que nos espectros do Grupo 1 observa-se um ponto de deflexão em 433 nm, conhecido como o pico de absorção *Soret* (KIRK, 1994, RICHARDSON, 1996). A partir desse ponto os espectros apresentam sentido crescente, sendo que a partir do verde (500 nm) ocorre uma maior inclinação das curvas espectrais até atingir o pico em torno de 560 nm para o Grupo 1, e em torno de 590 nm para o Grupo 2.

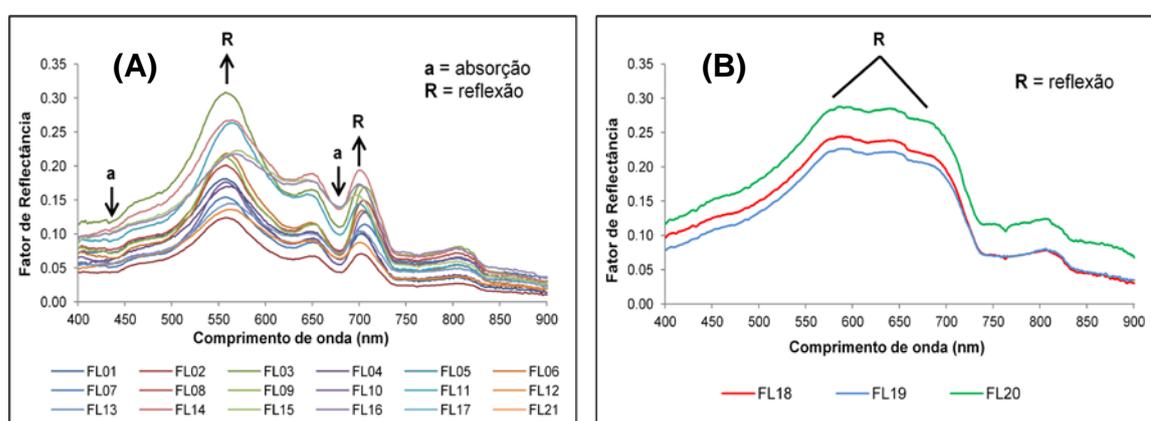


Figura 3.7. Espectros de reflectância in situ obtidos no reservatório de Funil. (A) Grupo 1; (B) Grupo 2.

Nos espectros do Grupo 1, ocorre, a partir do pico no verde (R560), uma redução das taxas de reflexão, havendo, em seguida, um pequeno ponto de inflexão próximo a 640 nm devido provavelmente ao retroespalhamento causado por pigmentos acessórios (BARBOSA, 2005; GITELSON, 1992). Nesse mesmo grupo, nota-se, próximo a 678 nm, uma clássica feição de absorção da clorofila-a (GITELSON, 1992), com um baixo fator de reflectância, seguido de um pico proeminente de reflectância em torno de 700 nm, em razão do efeito combinado do espalhamento celular das algas e do mínimo de absorção por pigmentos e água (JENSEN, 2009). Nos espectros do Grupo 2 nota-se que a partir do máximo em torno de 590 nm, as taxas de reflexão continuam elevadas até próximo a 690 nm, caracterizando uma faixa de mínima absorção onde, segundo Jensen (2009), mais

fluxo radiante no verde, vermelho e infravermelho-próximo é refletido pelo corpo de água devido à presença de sedimentos inorgânicos em suspensão.

Observou-se nos espectros coletados no reservatório de Funil uma elevada amplitude radiométrica, que pode ser observada principalmente nos picos na região do verde, onde o máximo ocorreu no espectro do ponto FL03 cuja reflectância foi de 30% em 557 nm, enquanto o mínimo foi no espectro do ponto FL02, com uma reflectância de pouco mais de 12% em 560 nm. Tal amplitude nos picos da região do verde, assim como em outras regiões do visível, pode ser causada não somente pela variação nas propriedades ópticas inerentes (POI) da água, dada por diferentes concentrações dos COA's, mas também em função de variações nas condições de iluminação e da geometria de aquisição dos dados, que mesmo pequenas podem gerar modificações significativas nas medidas radiométricas.

3.2.1. Correlação entre os dados espectrais e medidas limnológicas

As correlações diretas entre o fator de reflectância e os dados limnológicos que possuem relação com as características ópticas da água podem ser observados no correlograma apresentado na Figura 3.8.

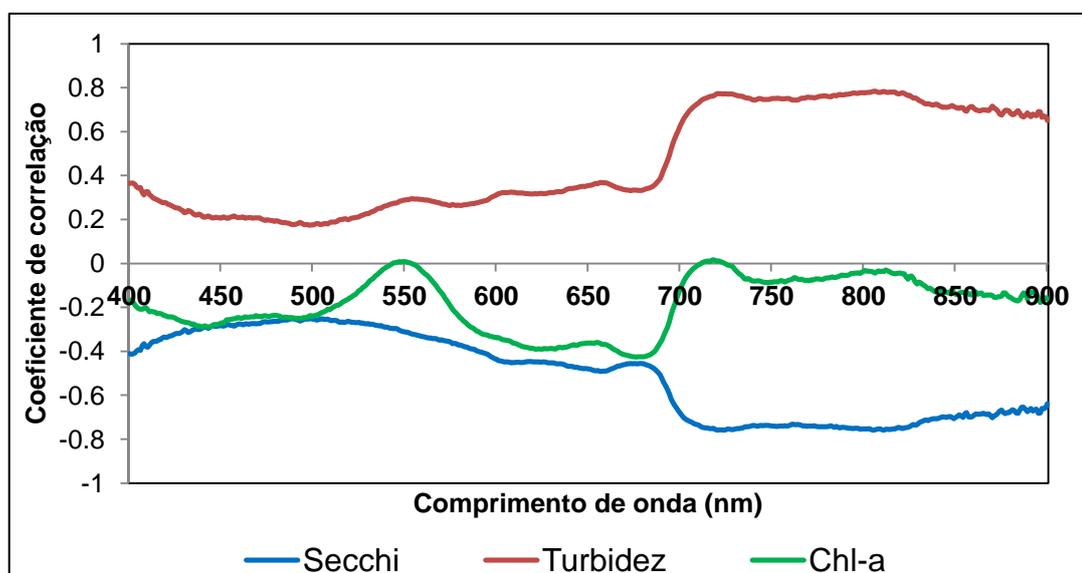


Figura 3.8. Correlograma entre o fator de reflectância e variáveis limnológicas.

Analisando o gráfico, nota-se que a turbidez apresentou correlação positiva com a reflectância enquanto que a transparência (Secchi) apresentou correlações

negativas. Para estes dois parâmetros os coeficientes de correlação mais significativos foram de $r = -0,75$ para a transparência e $r = 0,78$ para a turbidez, nos comprimentos de onda de 805 e 806 nm, respectivamente.

A clorofila-*a* apresentou correlação negativa com a reflectância, sendo que os coeficientes de correlação foram menos significativos do que para a transparência e turbidez, com $r = -0,42$ no comprimento de onda de 678 nm, que representa a feição diagnóstica de absorção pela clorofila-*a*, indicando, nesse caso, ser esta região do vermelho a mais influenciada pela concentração do fitoplâncton.

3.2.2. Análise Derivativa

Os resultados das derivadas espectrais de primeira ordem podem ser observados nas Figuras 3.9 e 3.10. As derivadas foram calculadas para cada comprimento de onda na faixa entre 400 e 900 nm, utilizando os espectros suavizados através do filtro de média móvel de 7 pontos, que de acordo com Han & Rundquist (1997), permite melhorar o desempenho do modelo derivativo removendo ruídos indesejáveis nos dados espectrais.

A derivada de primeira ordem calculada sobre os espectros suavizados permitiu destacar claramente determinadas feições em que ocorreram as maiores inclinações da curva espectral, e também remover as contribuições de constantes aditivas de radiação nos dados obtidos *in situ*. As derivadas dos espectros do grupo 1 apresentaram picos proeminentes em torno de 690 nm, que corresponde à faixa onde ocorre a maior taxa de variação positiva da reflectância, seguido de um vale entre 715 e 730 nm, enquanto que as derivadas do grupo 2 apresentaram apenas o vale entre 715 e 730 nm.

O pico observado nas derivadas do grupo 1 está relacionado à amplitude entre o máximo de absorção no vermelho e o máximo de reflexão no infravermelho próximo, característico do comportamento espectral de ambientes eutróficos, onde há elevada concentração de fitoplâncton. O vale observado nas derivadas de ambos os grupos é decorrente principalmente da mudança na curva espectral, com uma intensa redução da reflectância, em função do aumento da absorvância da água em maiores comprimentos de onda.

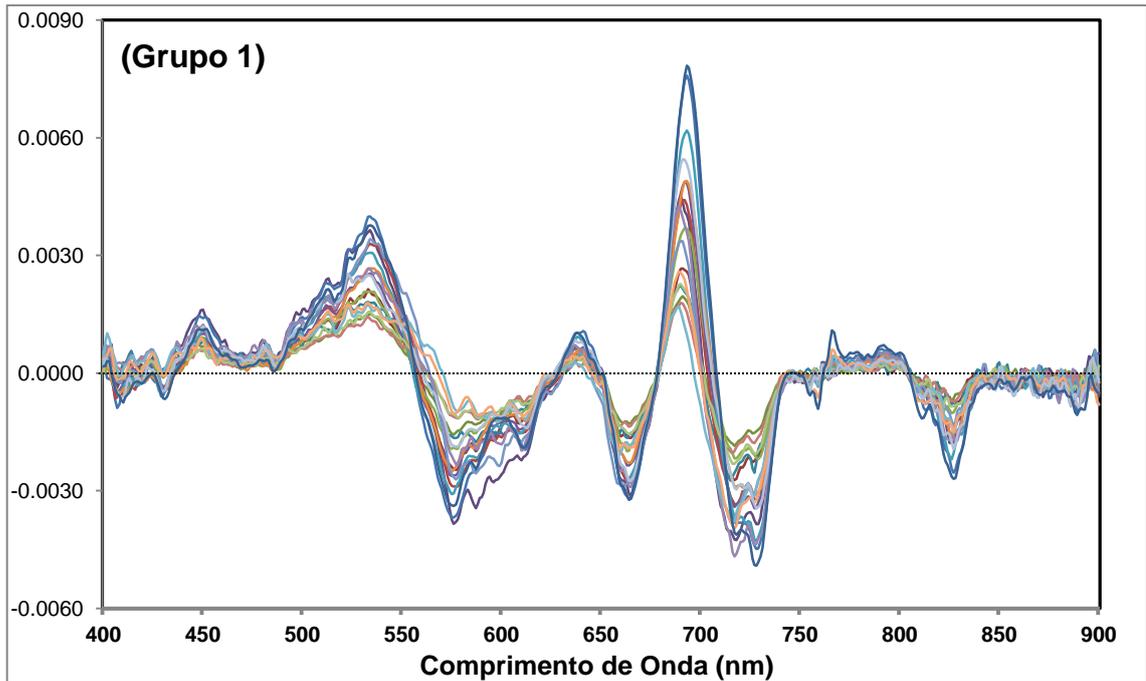


Figura 3.9. Derivada espectral de primeira ordem dos espectros de reflectância suavizados do Grupo 1.

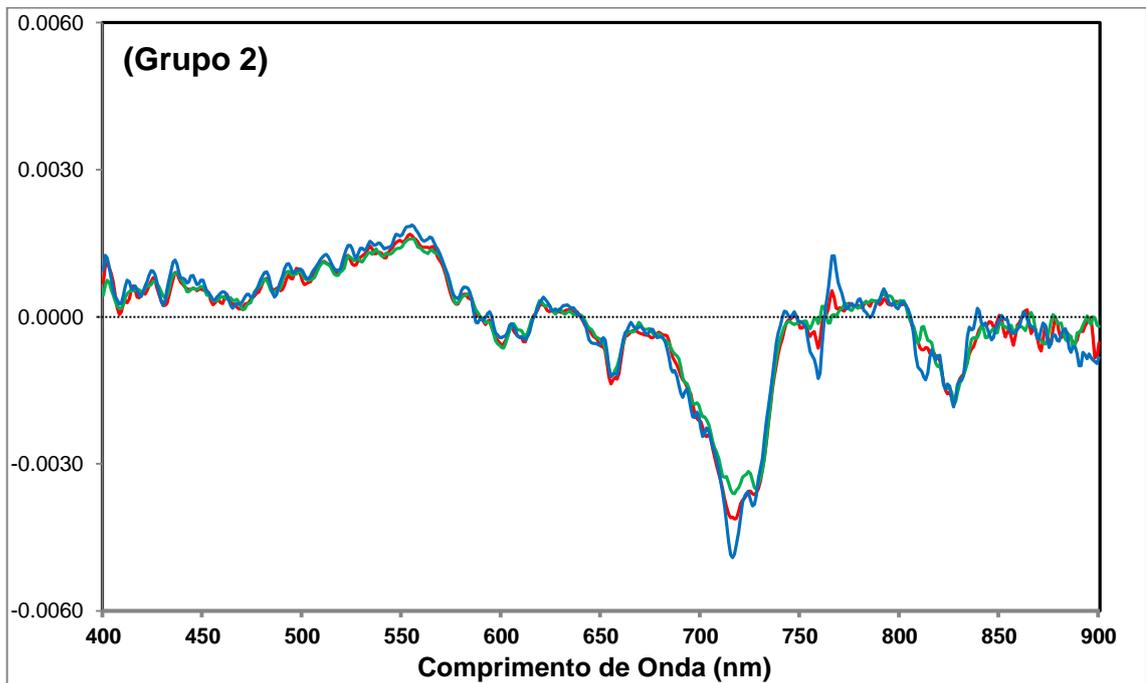


Figura 3.10. Derivada espectral de primeira ordem dos espectros de reflectância suavizados do Grupo 2.

Para avaliar quais os comprimentos de onda mais relacionados com a concentração de clorofila-a foram obtidos os coeficientes de correlação entre a clorofila e a derivada de primeira ordem, que são apresentados na figura 3.11.

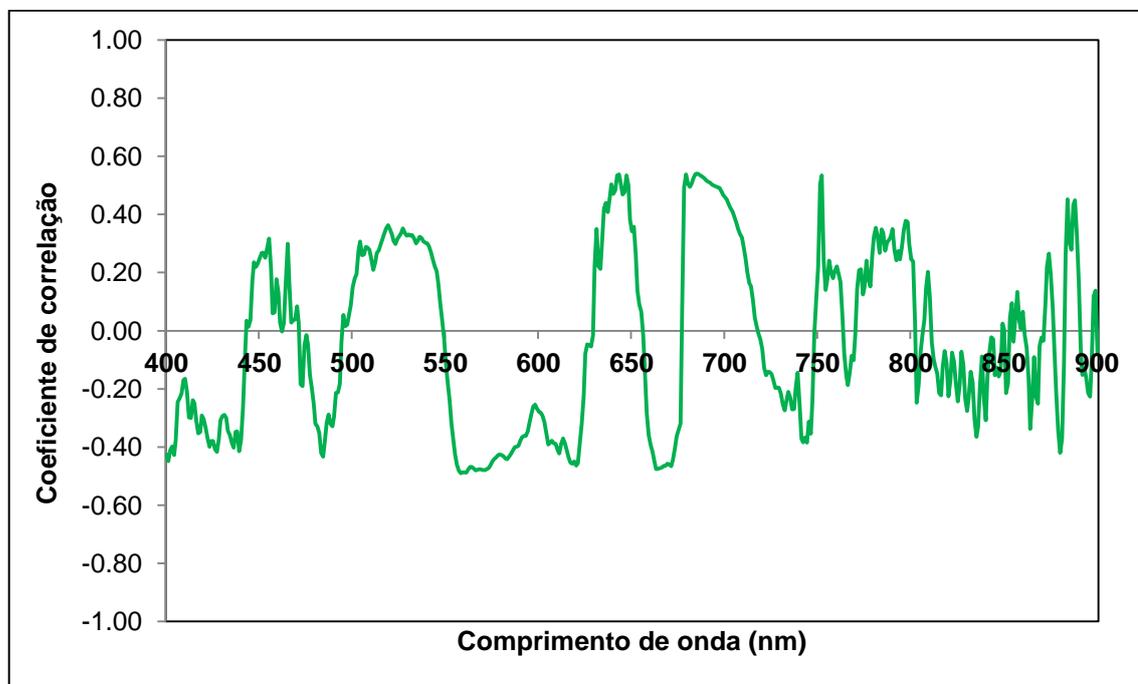


Figura 3.11. Correlograma entre a 1ª Derivada espectral e a clorofila-a.

As correlações entre a primeira derivada e a clorofila-a apresentaram os maiores coeficientes positivos em 643 nm e em 685 nm com $r = 0,53$ ($p < 0,05$) e $r = 0,54$ ($p < 0,05$), respectivamente, enquanto os maiores coeficientes negativos ocorreram próximos a 558 nm e 663 nm, com $r = -0,49$ ($p < 0,05$) e $r = -0,47$ ($p < 0,05$), respectivamente. Para o estabelecimento de um modelo de regressão entre a clorofila e a derivada de primeira ordem, foram utilizados os valores das derivadas em 690 nm (Figura 3.12), que corresponde ao comprimento de onda sugerido por Rundquist *et al* (1996) para águas superficiais eutróficas e que tem sido amplamente utilizado em pesquisas que utilizam análise derivativa para estimativa da concentração de clorofila na água (RUDORFF *et al.*, 2007; BARBOSA, 2005). A 1ª derivada em 690 nm apresentou correlação de 0,51 ($p < 0,05$) com a clorofila, sendo que a maior correlação obtida foi em 685 nm ($r=0,54$; $p < 0,05$), e que também foi utilizada para a elaboração de modelos de regressão (Figura 3.13).

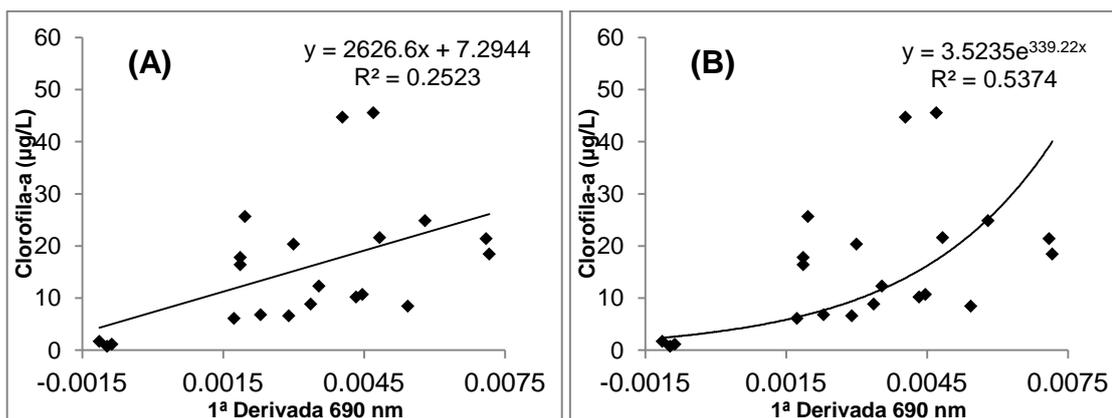


Figura 3.12. Relação entre clorofila-a e a Primeira derivada espectral em 690 nm. A) Relação linear. B) Relação exponencial (Melhor ajuste).

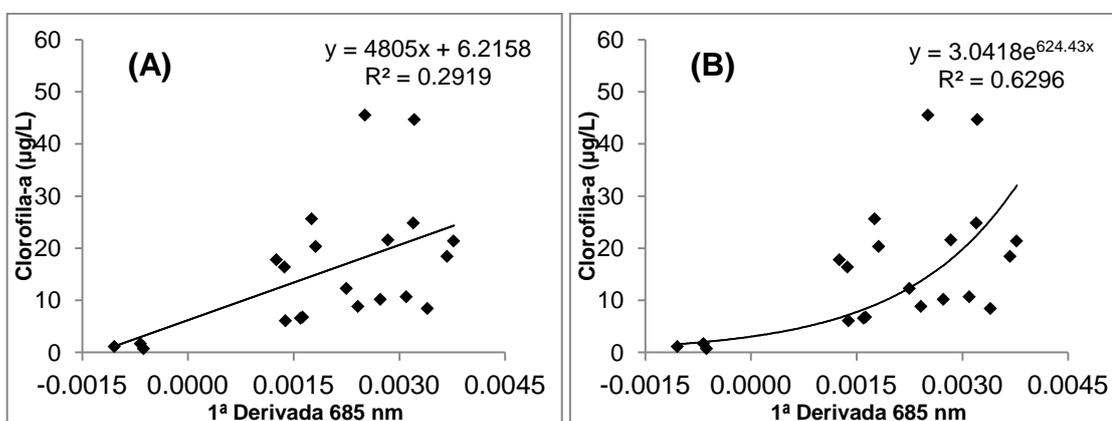


Figura 3.13. Relação entre clorofila-a e a Primeira derivada espectral em 685 nm. A) Regressão linear. B) Regressão exponencial (Melhor ajuste).

Nota-se, no caso das derivadas de primeira ordem, que a regressão exponencial obteve melhores ajustes do que as regressões lineares, sendo que a primeira derivada em 685 nm mostrou o melhor resultado, com $R^2 = 0,63$ ($p < 0,001$). Os valores de clorofila-a logaritmizados não apresentaram melhoras com relação ao coeficiente de determinação.

3.2.3. Razões espectrais e NDVI

Na Tabela 3.5 são apresentados os coeficientes de determinação (R^2) resultantes das funções de regressão entre as razões espectrais e o NDVI e a concentração de clorofila-a, e na Tabela 3.6 entre os mesmo modelos espectrais e o logaritmo (Base 10) da clorofila-a

Tabela 3.5. Coeficiente de determinação (R^2) obtido através da regressão entre a concentração de clorofila-a e as razões espectrais e o NDVI.

Modelos espectrais	R^2 (Linear)	R^2 (Exp.)	R^2 (Log.)	R^2 (Pot.)
Razão R705/R670	0,266	0,457	0,279	0,544
Razão R708/R684	0.260	0.446	0.275	0.530
Razão R895/R698	0.006	0.001	0.004	0.001
Razão NIR _{máx} /RED _{mín}	0.269	0.490	0.224	0.495
NDVI	0.230	0.509	-	-

Obs.: Em **vermelho** são os valores de R^2 significativos a 95% ($p < 0,05$), enquanto que em **negrito** são os valores de R^2 significativos a 99% ($p < 0,01$).

Para as razões 705/670, 708/684, NIR/Red e o NDVI, os coeficientes de determinação (R^2) foram superiores para as regressões não lineares (modelo exponencial e de potência) com R^2 próximos a 0,50. O ajuste obtido através da regressão exponencial para a razão 705/670 mostrou-se ligeiramente superior aos demais modelos, com $R^2 = 0,54$. Também foram testadas as relações entre estes modelos espectrais e o logaritmo de base 10 das medidas de clorofila-a, excetuando-se a medida do ponto 19, cuja baixa concentração de clorofila-a (0,75 $\mu\text{g/L}$) resultou em logaritmo negativo, o que prejudicaria a análise. Desta forma, observou-se que a regressão de potência das razões NIR_{máx}/RED_{mín} e a regressão exponencial do NDVI com o \log_{10} da clorofila-a mostraram-se com ajustes significativamente superiores, com $R^2 \cong 0,78$ para ambos (Tabela 3.6).

Tabela 3.6. Coeficiente de determinação (R^2) obtido através da regressão entre as razões espectrais e NDVI e o logaritmo de base 10 (Log10) da concentração de clorofila-a.

Modelos espectrais	R^2 (Linear)	R^2 (Exp.)	R^2 (Log.)	R^2 (Pot.)
Razão R705/R670	0.392	0.35	0.462	0.454
Razão R708/R684	0.379	0.336	0.451	0.440
Razão R895/R698	0.005	0.015	0.003	0.016
Razão NIR _{máx} /RED _{mín}	0.480	0.536	0.541	0.776
NDVI	0.549	0.780	-	-

Obs.: Em **negrito** são os valores de R^2 significativos a 99% ($p < 0,01$).

Observa-se que os menores ajustes foram encontrados com a razão entre os comprimentos de 895 nm e 698 nm, que resultaram em valores de R^2 muito próximos a zero, indicando ausência de correlação deste modelo com a concentração de clorofila na água. Este fato pode ser explicado pela baixa reflectância em praticamente toda a região do NIR, inclusive em 895 nm, enquanto que em 698 nm a reflectância foi superior, resultando em razões inferiores a 1. Esta característica indica que apesar dos espectros de reflectância demonstrarem a predominância da resposta espectral da clorofila-a na região do visível, sua concentração não foi elevada o suficiente para deslocar o pico de reflexão para a região do NIR, ao contrário dos espectros obtidos por Londe (2008) no reservatório de Ibitinga-SP para o qual este modelo foi utilizado. Desta forma, para as medidas realizadas no reservatório de Funil, a razão 895/698 mostrou-se inadequada para a estimativa da concentração de clorofila-a.

3.2.4. Modelo de 3 bandas

Os resultados da regressão entre modelo de 3 bandas, utilizando os comprimentos de onda de 670, 710 e 750 nm, e a clorofila-a podem ser observados na Figura 3.14. Os ajustes obtidos foram considerados fracos, com $R^2 = 0.19$ para a regressão linear e $R^2 = 0,36$ para a regressão exponencial, sendo este o melhor ajuste obtido para o modelo. Da mesma forma como nas derivadas espectrais as medidas de clorofila-a logaritmizadas não apresentaram melhoria nos ajustes para o modelo de 3 bandas.

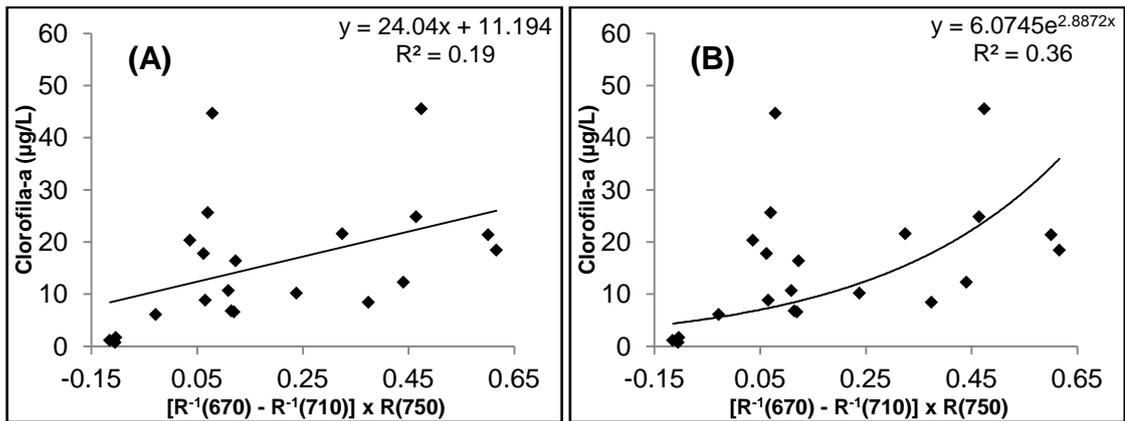


Figura 3.14. Relação entre clorofila-a e o modelo de 3 bandas. A) Regressão linear. B) Regressão exponencial (Melhor ajuste).

3.2.5. Bandas simuladas dos sensores MERIS e TM/Landsat

Nas Figuras 3.15 e 3.16 podem ser observados os espectros de reflectância de cada ponto amostral simulando as bandas espectrais dos sensores MERIS e TM/Landsat a partir dos espectros coletado *in situ*.

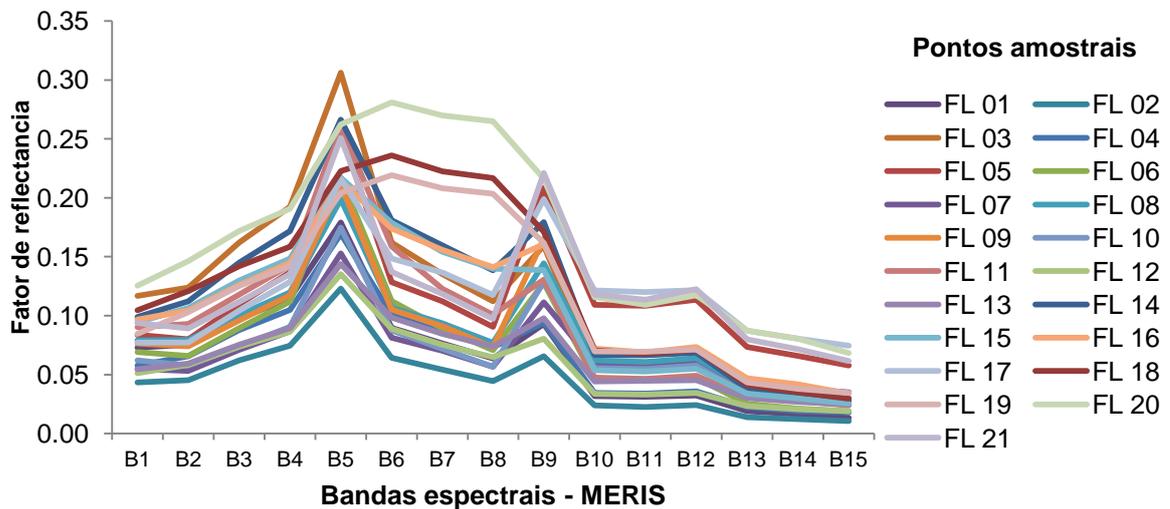


Figura 3.15. Espectros de reflectância simulados para as bandas do sensor MERIS.

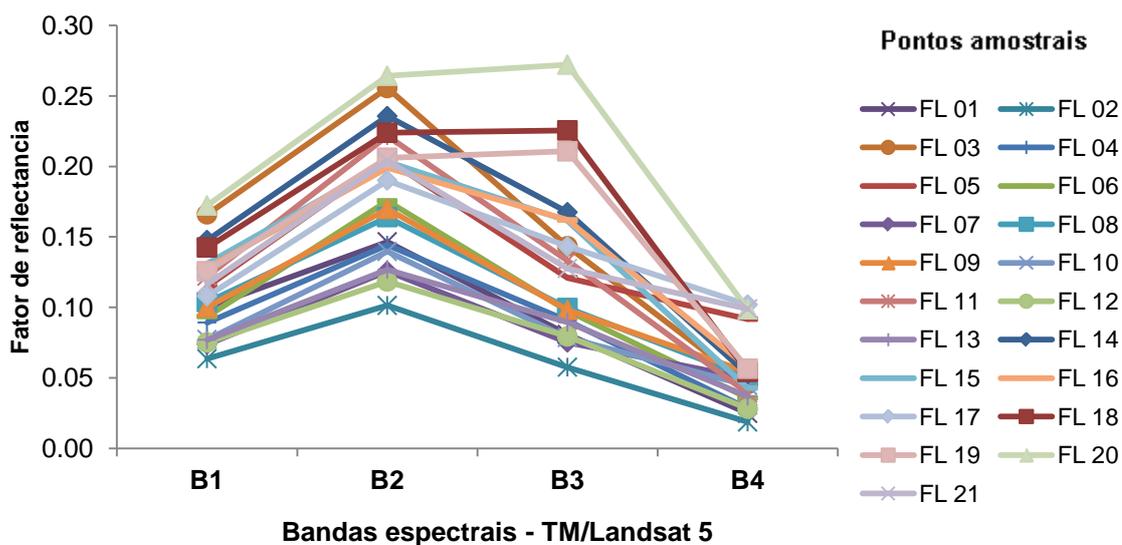


Figura 3.16. Espectros de reflectância simulados para as bandas do sensor TM/Landsat.

Nas Figuras 3.15 e 3.16, nota-se que as curvas espectrais simuladas para as bandas do sensor MERIS foram mais similares às curvas dos dados hiperespectrais (Figura 3.5) do que os espectros simulados para as bandas do TM/Landsat. Como se esperava, as bandas do sensor MERIS apresentaram maior sensibilidade, devido ao maior número de bandas e as suas posições específicas para análises de ambientes aquáticos. É possível notar nas bandas simuladas do MERIS algumas feições características da presença de clorofila na água, como os picos de reflectância nas bandas do verde (B5) e do IVP (B9) e de absorção no vermelho (B8), enquanto que para as bandas do TM somente o pico no verde (B2) foi identificado como uma possível feição relacionada à presença de pigmentos fotossintéticos.

Os ajustes obtidos na regressão entre a clorofila-a e o NDVI e a Razão NIR/Red calculados para as bandas simuladas, podem ser observados nas Figuras 3.17 e 3.18.

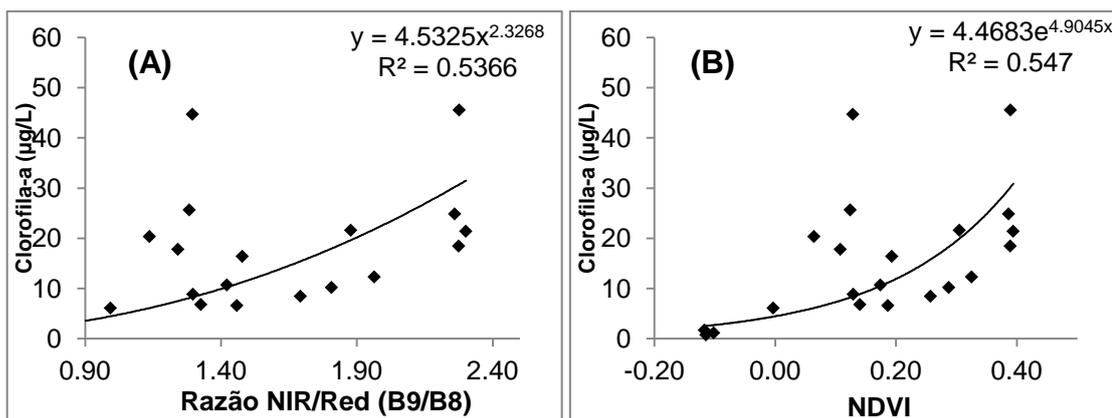


Figura 3.17. Relação entre a clorofila-a e a Razão NIR/Red (A) e o NDVI (B) calculados sobre as bandas simuladas do sensor MERIS.

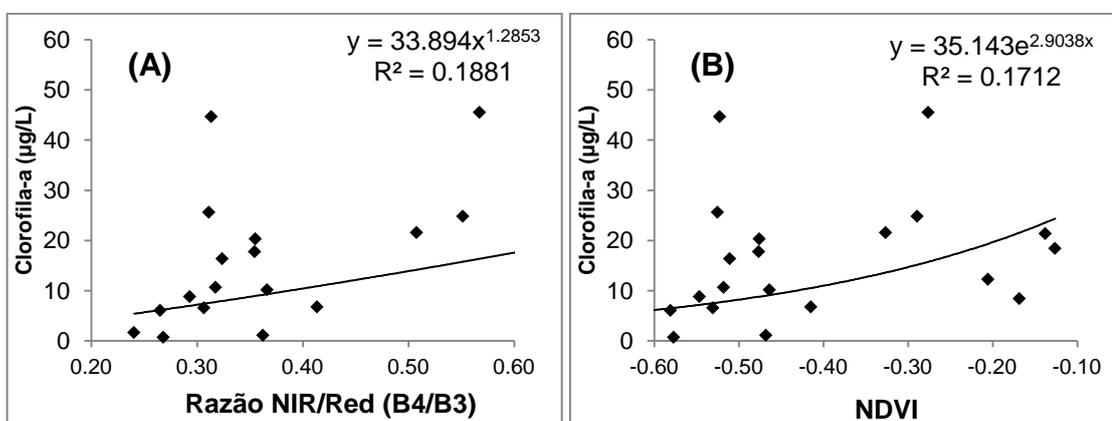


Figura 3.18. Relação entre a clorofila-a e a Razão NIR/Red (A) e o NDVI (B) calculados sobre as bandas simuladas do sensor TM/Landsat.

Os ajustes obtidos com o NDVI e a Razão NIR/Red (B9/B8) calculados a partir das bandas simuladas do MERIS foram estatisticamente significativos ($p < 0,05$) com melhores resultados para as regressões não lineares, com $R^2 = 0,53$ ($p < 0,001$) e $R^2 = 0,54$ ($p < 0,001$), respectivamente.

Estes resultados foram similares aos obtidos com os dados em escala hiperespectral, indicando que apesar dos ajustes pouco robustos com a clorofila, as bandas simuladas do sensor MERIS foram capazes de identificar as características espectrais relacionadas com a predominância do fitoplâncton no reservatório de Funil. Para as bandas simuladas do sensor TM/Landsat os ajustes foram pouco significativos para o NDVI e a razão NIR/Red (B4/B3). Estes resultados indicam neste caso que os dados do sensor TM/Landsat apresentariam restrições para análise quantitativa da clorofila-a no reservatório de Funil, principalmente em altas biomassas

quando ocorre o deslocamento do pico de reflectância para o infravermelho-próximo (B4).

3.3. Dados Fluorométricos

As medidas de fluorescência *in vivo* registradas pelo fluorômetro nos transectos percorridos nos dias 12 e 13/12/2011 totalizaram cerca de 3400 registros em um percurso total de 29,4 km, e a uma velocidade média de aproximadamente 9,8 km/h. Em cada ponto amostral foram computados os valores instantâneos lidos pelo fluorômetro e os valores médios dos registros em um raio de 300 metros de cada ponto, de forma a coincidir com a resolução espacial das imagens MERIS. Um resumo descritivo dos valores de fluorescência registrados e da clorofila-a é apresentado na Tabela 3.7.

Tabela 3.7. Estatística descritiva dos registros de fluorescência e clorofila-a obtidos na campanha de 12 e 13/12/2011 no reservatório de Funil.

	Fluorescência Total	Fluorescência Instantânea	Média Fluorescência (raio 300m)	Clorofila-a
n	3398	21	21	21
Min	41.87	45	45.93	0.75
Max	565.06	113	109.98	45.55
Média	71.28	66.13	70.09	15.73
Erro Padrão	0.44	4.60	4.26	2.70
Variância	649.36	443.73	380.55	153.39
DP	25.48	21.06	19.51	12.39
CV (%)	35.75	31.85	27.83	78.73
Mediana	63.07	57.50	61.98	12.30

Os valores mais baixos de fluorescência ocorreram, com maior frequência, próximo aos pontos FL18, FL19 e FL20, onde se observaram as menores concentrações de clorofila-a. Os valores mais altos foram observados de forma generalizada nos braços do reservatório, principalmente entre os pontos FL05, FL08, FL09, FL10 e FL21 (Figura 3.19).

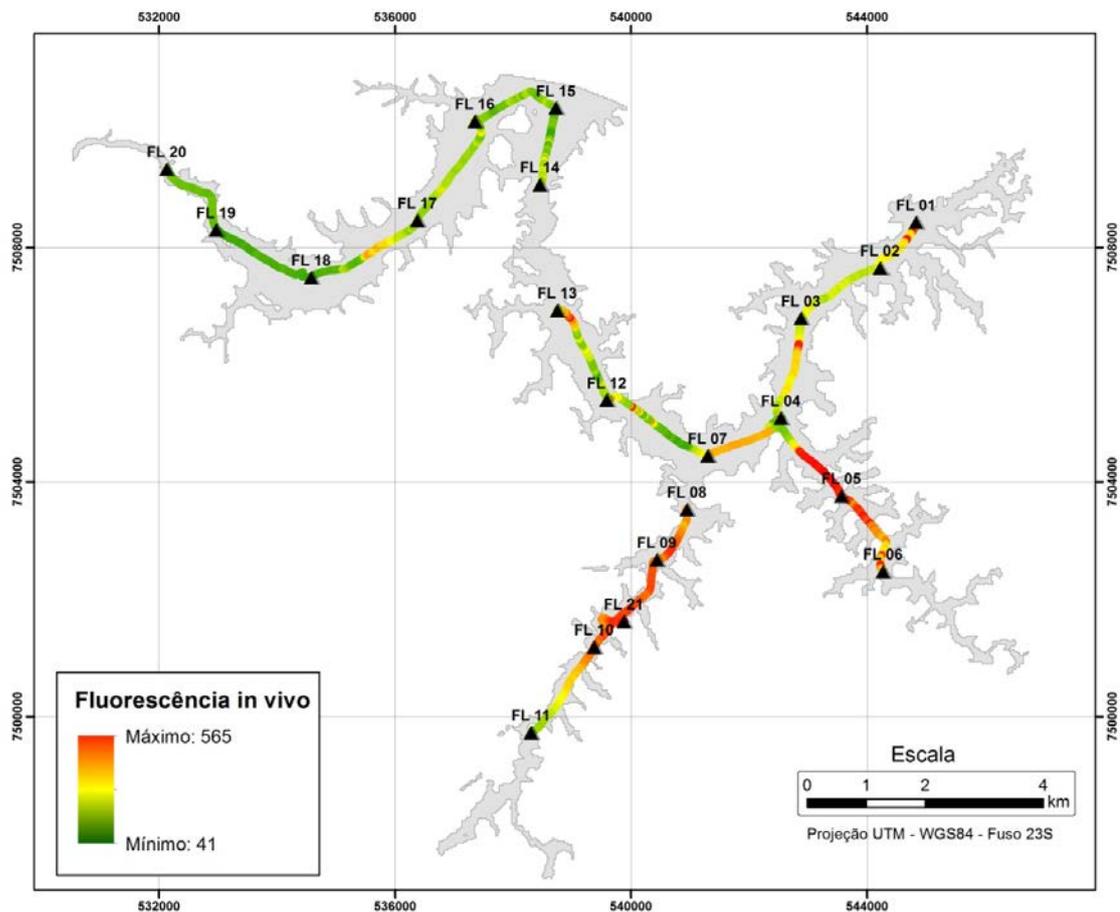


Figura 3.19. Valores de fluorescência in vivo nos transectos percorridos no reservatório de Funil.

As medidas de fluorescência no reservatório de Funil apresentaram coeficiente de variação em torno de 30%, enquanto que a concentração de clorofila-a nos pontos amostrais apresentou coeficiente de variação de 78%, indicando que as medidas fluorométricas não foram capazes de capturar toda a variabilidade da clorofila no sistema aquático (FERREIRA, 2012). Nas Figuras 3.20 e 3.21 são apresentados os ajustes obtidos por regressão entre os valores de fluorescência instantânea e média e a concentração de clorofila-a.

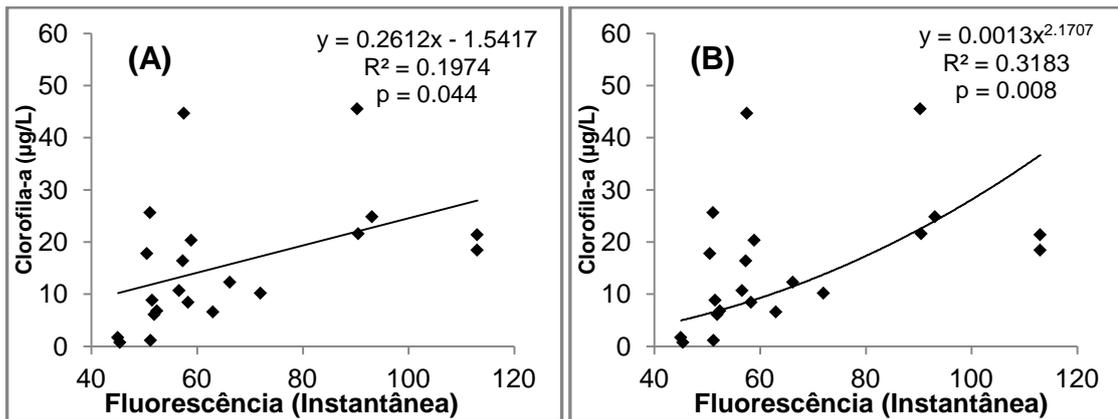


Figura 3.20. Relação entre a clorofila-a e fluorescência instantânea. A) regressão linear. B) regressão de potência (melhor ajuste).

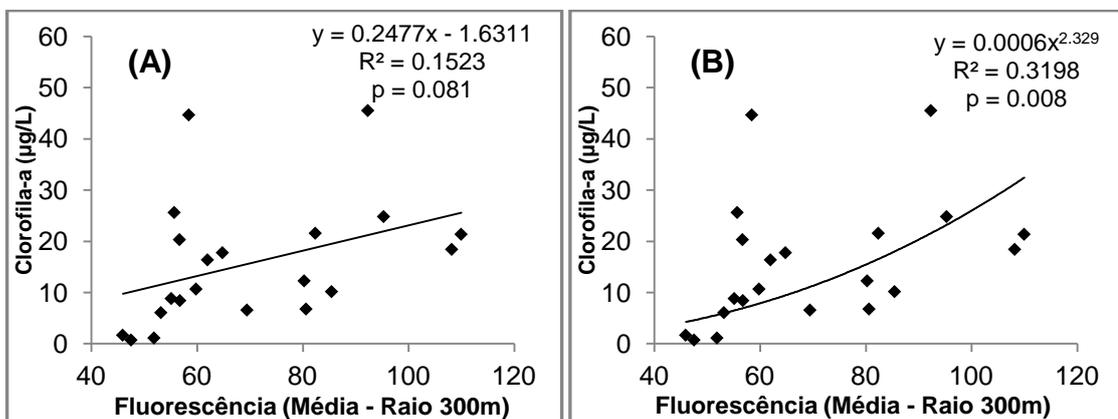


Figura 3.21. Relação entre a clorofila-a e fluorescência média. A) regressão linear. B) regressão de potência (melhor ajuste).

Os ajustes obtidos entre os valores de fluorescência e a concentração de clorofila-a foram em geral considerados significativos, porém baixos, com melhores ajustes ocorrendo na regressão de potência com a fluorescência média, com $R^2 = 0,32$ ($p = 0,008$). Dentre as explicações para esta correlação fraca pode-se destacar, como indicado por Ferreira (2012), o possível efeito de mascaramento do carbono orgânico dissolvido (COD) sobre a fluorescência da clorofila-a, causado pela maior absorção de energia na região do azul pelo COD, o que reduz a quantidade de fótons disponíveis para a fotossíntese. Além deste, outros fatores fisiológicos e ambientais podem interferir na fluorescência da clorofila na água, dentre eles a irradiação solar, espécies de fitoplâncton, estresses nutricionais das algas, pigmentos acessórios, e a temperatura da água (FERREIRA, 2012).

Também foram avaliadas as correlações entre a fluorescência (instantânea e média) e a reflectância espectral *in situ*, da imagem MERIS e das bandas simuladas do MERIS a partir dos dados *in situ*, conforme ilustrado nas figuras 3.22, 3.23 e 3.24.

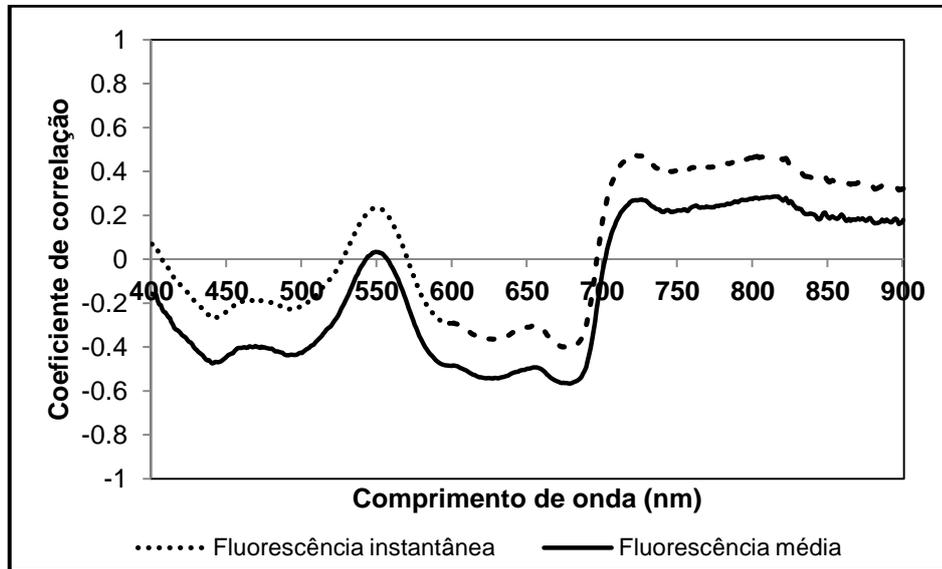


Figura 3.22. Correlograma entre a reflectância espectral (*in situ*) e a fluorescência.

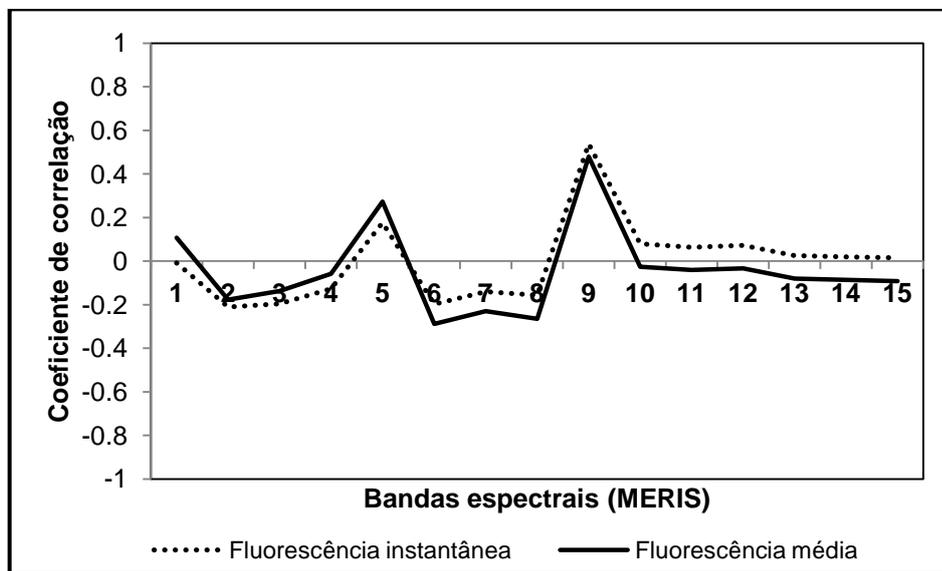


Figura 3.23. Correlograma entre a reflectância nas bandas espectrais da imagem MERIS e a fluorescência.

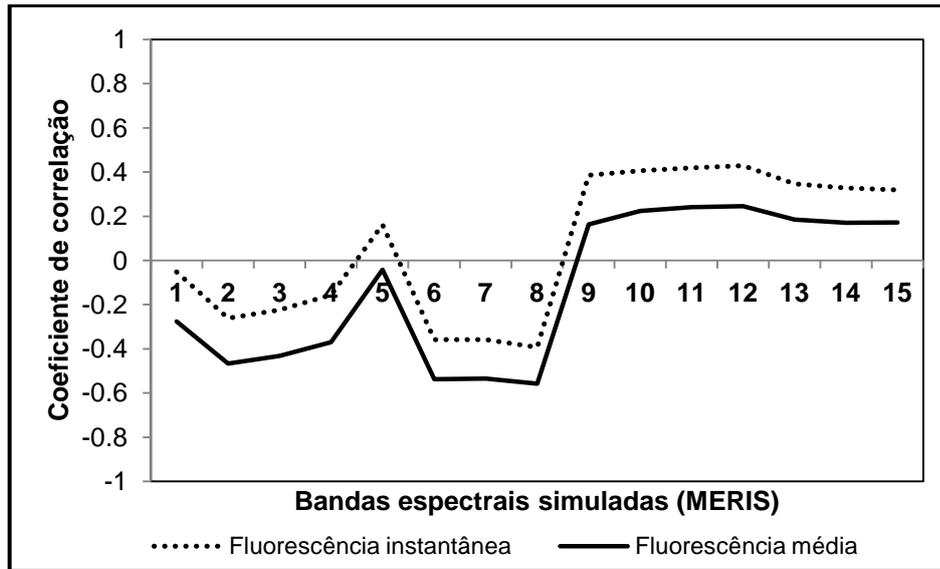


Figura 3.24. Correlograma entre a reflectância nas bandas espectrais simuladas do sensor MERIS a partir dos dados in situ e a fluorescência.

Através dos correlogramas entre a reflectância e a fluorescência pode se observar que as correlações mais significativas ocorreram entre a reflectância espectral *in situ* em 678 nm e a fluorescência média, com uma relação inversamente proporcional de $r = -0,56$ ($p = 0,007$), enquanto que para a mesma faixa espectral da imagem MERIS (banda 8) as correlações não foram significativas, com $r = -0,26$ ($p = 0,2$), sendo que a única correlação significativa com a imagem orbital ocorreu na banda 9, com $r = 0,48$ ($p = 0,04$). Já para os valores de reflectância *in situ* simulados para os intervalos das bandas do sensor MERIS (bandas simuladas) foram obtidos coeficientes negativos de correlação com maior significância na banda 8 (677 – 685 nm), com $r = -0,56$ ($p = 0,009$) para a fluorescência média. Estes resultados indicam a menor sensibilidade dos dados orbitais do sensor MERIS devido a possível atuação de efeitos de interferência no sinal, como será apresentado a seguir (subitem 3.4), prejudicando o estabelecimento de correlações mais robustas. A correlação negativa da fluorescência com a reflectância em 678 nm pode ser explicada pelo pico de absorção da clorofila-a nesta faixa espectral, fornecendo outro indicativo de que a característica óptica no reservatório de Funil é dominada pela clorofila-a.

3.4. Dados orbitais do sensor MERIS

A cena obtida do sensor MERIS, utilizada neste trabalho, pode ser observada na Figura 3.25, cuja área de imageamento abrange os estados de SP, RJ e MG, em destaque para a área correspondente ao entorno do reservatório de Funil.

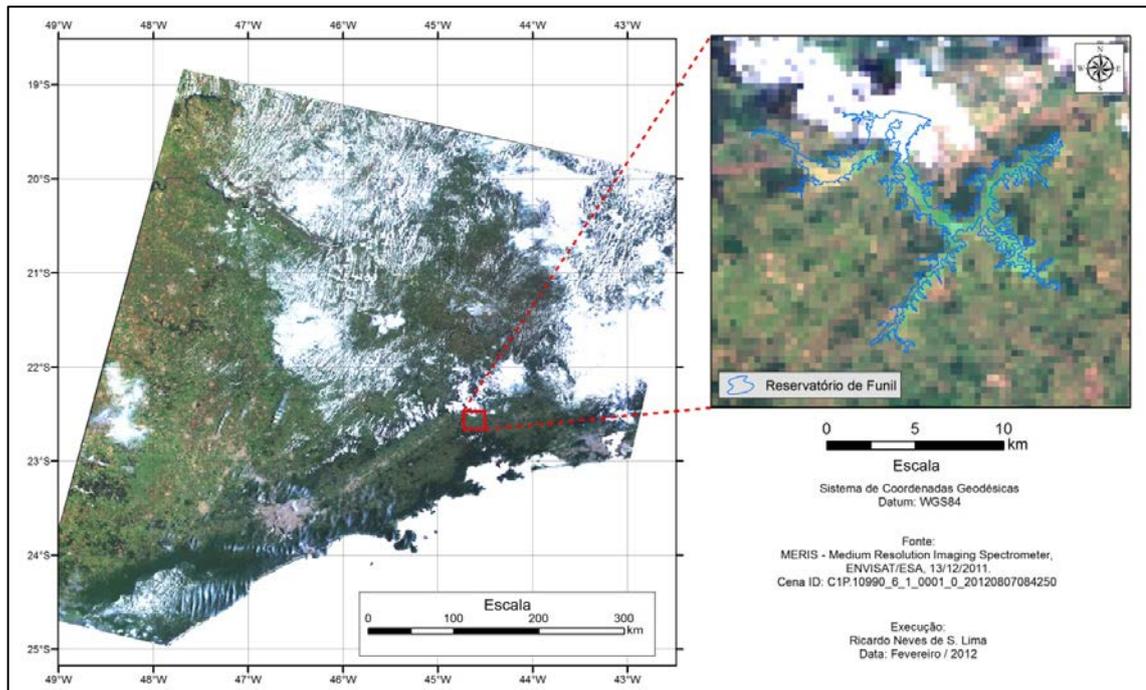


Figura 3.25. Cena do sensor MERIS referente à data de 13/12/2011.

Na Figura 3.26, podem ser observados, em sobreposição às imagens MERIS, os pontos amostrais onde foram realizadas as medidas radiométricas e limnológicas. Nota-se, também, pelas imagens, a coloração da água do reservatório de Funil com a predominância da tonalidade verde. A presença de nuvens durante a passagem do satélite encobriu uma área do reservatório correspondente aos pontos FL14, FL15 e FL16, não afetando de modo significativo as demais áreas.

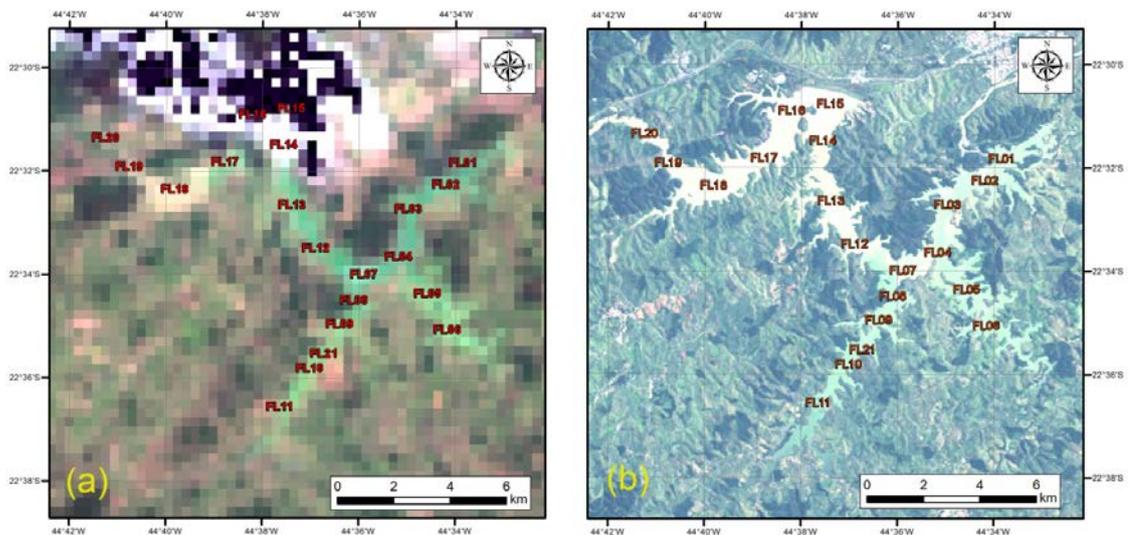


Figura 3.26. Comparação entre as imagens MERIS (a) e Landsat (b) sobre o reservatório de Funil.

Em função da baixa resolução espacial das imagens MERIS (~300m) em comparação com outros sensores multiespectrais (Figura 3.26), como o Landsat/TM (30m), associado ao formato dendrítico do reservatório, em alguns pixels houve forte interferência das margens na resposta espectral, mascarando o comportamento espectral da água pela mistura dos sinais provenientes de outras superfícies (vegetação, solo, etc). Essa influência pode ser notada nos espectros de reflectância extraídas da imagem MERIS (figura 3.27), onde a faixa do NIR (> 700 nm), em alguns pontos amostrais, apresentou reflectâncias elevadas quando comparadas aos espectros simulados com os dados obtidos *in situ*, o que ocorreu possivelmente pela atuação do sinal da vegetação terrestre sobre os *pixels* analisados.

Os espectros de reflectância obtidos *in situ*, simulando os intervalos das bandas do sensor MERIS, apresentaram diferenças nas intensidades com relação aos espectros reais extraídos da imagem. Além do efeito de integração do sinal de outros elementos na área do pixel (300 x 300 m), esta diferença pode estar associada a outros fatores como a interferência do sinal de alguns constituintes atmosféricos que não foram eliminados na correção atmosférica da imagem e às possíveis diferenças entre o ângulo de aquisição dos dados *in situ* e do sensor orbital.

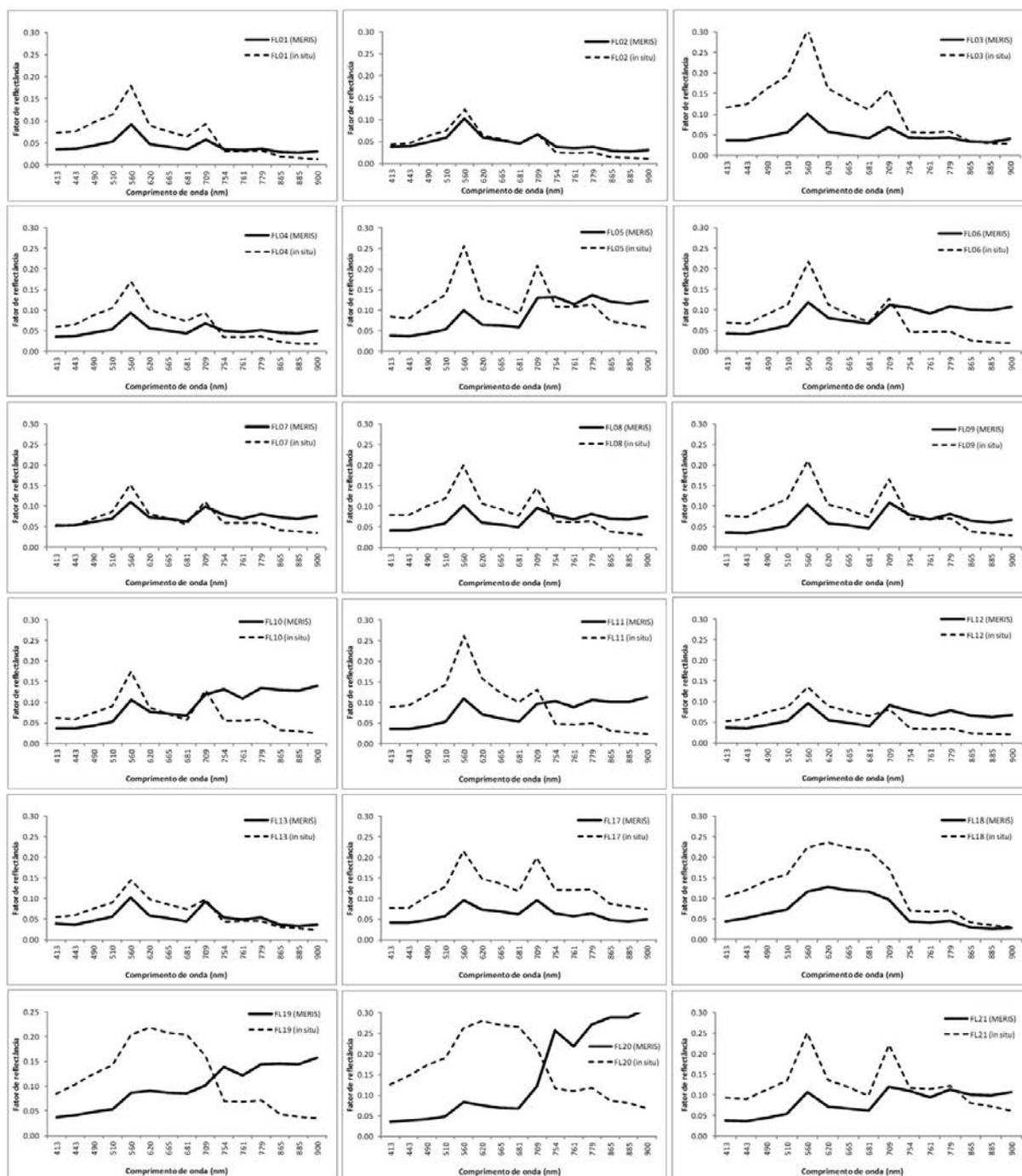


Figura 3.27. Comparação entre os espectros de reflectância extraídos das imagens MERIS reais (linha contínua) e os simulados para as bandas do MERIS através dos dados obtidos *in situ* (linha tracejada).

Pode-se notar, apesar das limitações, que as principais feições diagnósticas da clorofila-a na água foram bem representadas nas curvas espectrais, ou seja, os picos de reflectância na banda 5 (555 - 565 nm), correspondente à faixa de mínima absorção da clorofila-a no verde, e na banda 9 (703 – 713 nm), que representa a

faixa em que há forte retroespalhamento da REM pelas células fitoplanctônicas. Também é possível notar o pico de absorção na banda 8 (677 – 685 nm), correspondente à região de máxima absorção no vermelho pela clorofila, e uma região de baixa reflectância nas bandas 1 (407 – 417 nm) e 2 (437 – 447 nm), correspondente à faixa do azul.

No gráfico da Figura 3.28, observa-se o grau de correlação entre a reflectância espectral extraída da imagem MERIS e as variáveis limnológicas.

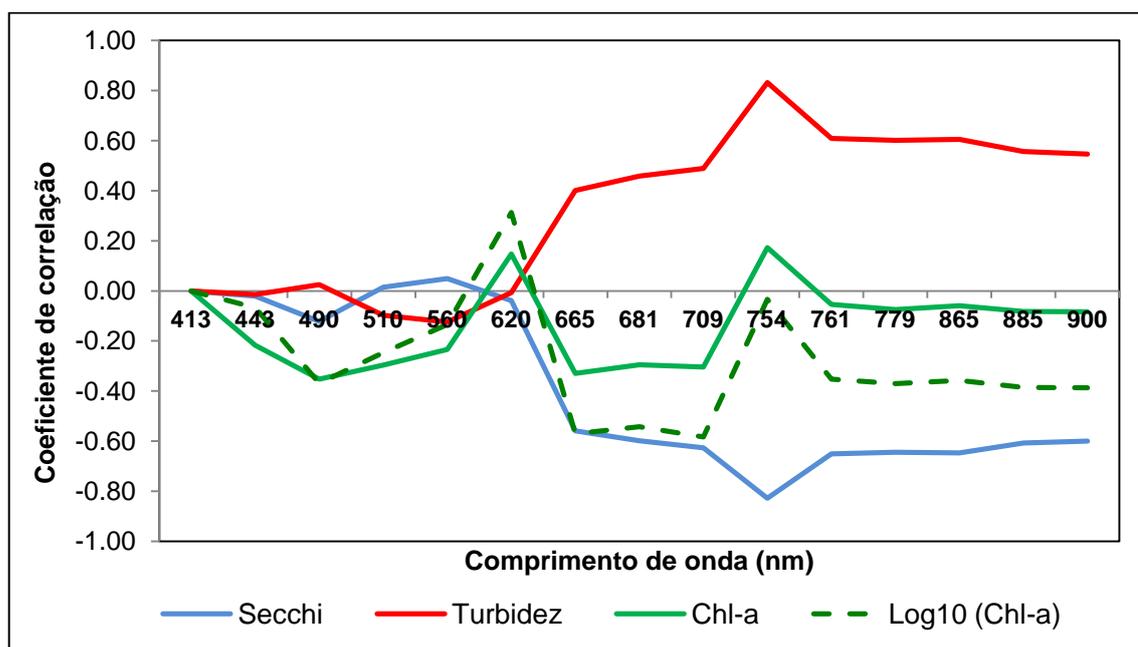


Figura 3.28. Correlograma entre a reflectância da imagem orbital (MERIS) e as variáveis limnológicas.

Através do correlograma entre a reflectância espectral das imagens MERIS e as variáveis limnológicas, observa-se que a turbidez apresentou correlação predominantemente positiva com a reflectância, com coeficiente máximo de $r = 0,83$ na banda 9 (703 – 713 nm), enquanto a transparência (Secchi) mostrou comportamento inverso, com correlações em geral negativas, sendo o valor mais significativo de $r = -0,82$ também na banda 9. Para a clorofila-a as correlações foram menos significativas, com valores em torno de $-0,30$ nas bandas 2, 3, 6, 7 e 8, sendo que para os valores de clorofila-a logaritmizados (base 10), os coeficientes de correlação foram mais significativos, atingindo $r = -0,58$ na banda 8 (677 – 685 nm). Da mesma forma como nas medidas radiométricas *in situ*, a imagem MERIS fornece

indícios de que a banda 8, correspondente à faixa do vermelho, é a região espectral mais influenciada pela concentração do fitoplâncton, sendo, portanto a mais indicada para pesquisas desta natureza.

Na Figura 3.29, são apresentados os ajustes dos modelos espectrais aplicados sobre os valores de reflectância extraídos da imagem MERIS nos pontos amostrais, exceto para os pontos FL14, FL15 e FL16 devido à presença de nuvens.

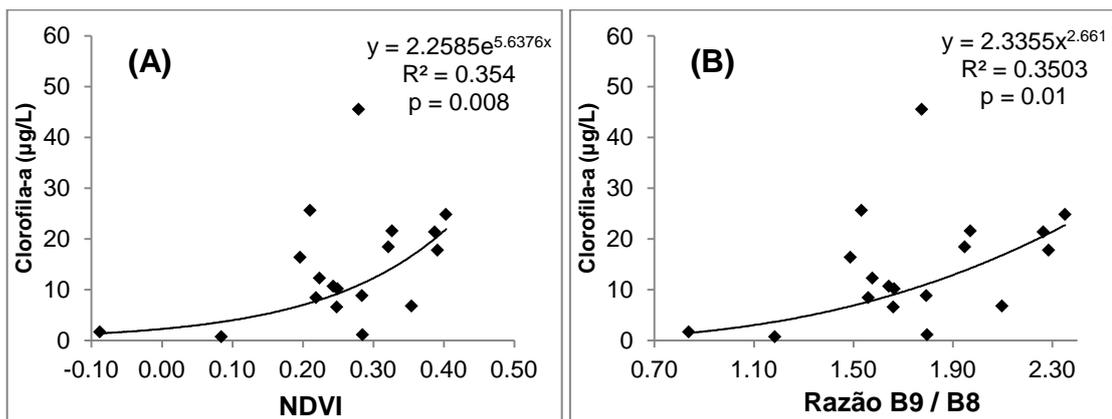


Figura 3.29. Diagramas de dispersão entre a clorofila-a e o NDVI (A) e a razão B9/B8 (B) gerados a partir da imagem do sensor MERIS.

As análises de regressão entre os modelos espectrais da imagem MERIS e a concentração de Chl-a apresentaram ajustes menos significativos do que os obtidos pelos modelos aplicados sobre os dados radiométricos medidos *in situ*. As menores correlações geradas com a imagem MERIS ilustram as diferenças encontradas em relação às curvas espectrais simuladas a partir dos dados *in situ*, devido possivelmente a interferências no sinal captado pelo sensor orbital em razão do efeito combinado da baixa resolução espacial da imagem e do formato do reservatório. Apesar deste efeito é possível observar na figura 3.29 que, assim como nos dados medidos *in situ*, o NDVI e as razões NIR/Red (B9/B8) foram estatisticamente mais significativos, com $r = 0,60$ e $R^2 = 0,35$ ($p=0,008$) para o NDVI (regressão exponencial) e de $r = 0,59$ e $R^2 = 0,35$ ($p=0,01$) para a razão B9/B8 (regressão de potência).

As equações obtidas na regressão entre o NDVI e a clorofila-a gerados a partir das imagens MERIS foram utilizadas para estimar a concentração de clorofila-a no reservatório de Funil (Equação 3.8). Apesar de apresentar coeficiente de

determinação moderado, de acordo com a escala de Pearson (MILTON, 1992), a aplicação da equação sobre as imagens MERIS permitiu avaliar a tendência espacial na distribuição da clorofila-a no reservatório de Funil durante o período em análise, assim como estimar sua concentração de modo aproximado a partir de dados orbitais (Figura 3.30).

$$\text{Chl-a}_{NDVI} = 2.2585e^{5.6376(\text{NDVI})} \quad (3.8)$$

onde:

Chl-a = concentração de clorofila-a em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

NDVI = $(B9-B8)/(B9+B8)$.

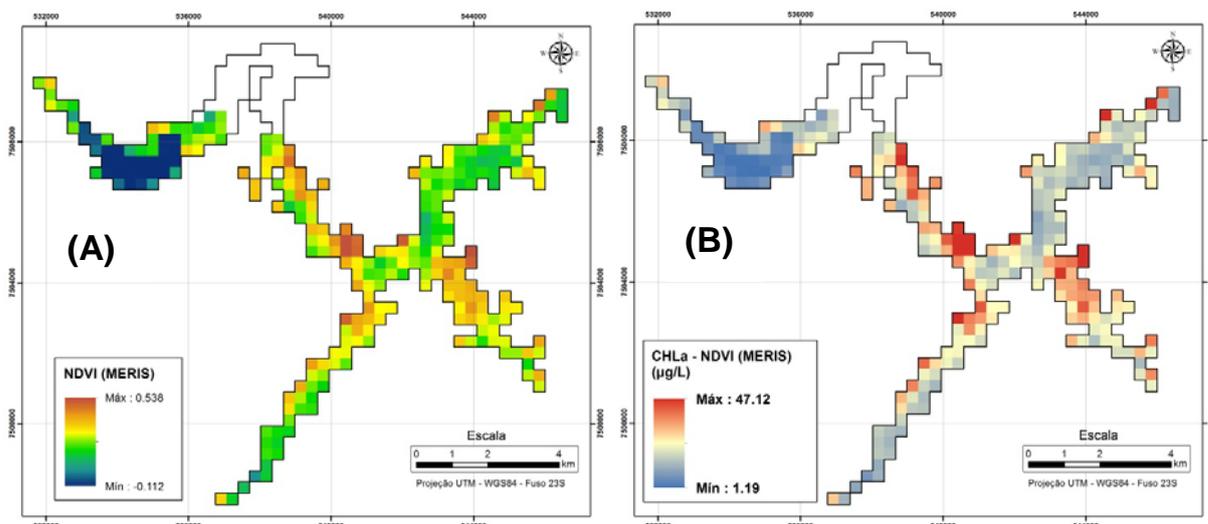


Figura 3.30. Imagem NDVI (A) e estimativa da concentração de clorofila-a partir da imagem NDVI (B) elaboradas sobre a imagem MERIS no reservatório de Funil.

Através do mapa de concentração de clorofila-a estimados pelo NDVI aplicados sobre as imagens MERIS, pode se observar que a amplitude, média e mediana dos valores de clorofila-a estimada pelo NDVI foi próxima ao dos dados observados (Tabela 3.8).

Especialmente, também, nota-se, na distribuição da clorofila-a estimada pelo NDVI, que as menores concentrações ocorreram nas regiões próximas à zona de transição lótico/lêntico e barragem, enquanto as maiores concentrações ocorreram de forma distribuída entre o corpo central e braços do reservatório.

Tabela 3.8. Estatística descritiva dos dados de concentração de clorofila-a estimada pela imagem MERIS (NDVI) e observada, no reservatório de Funil.

	Chl-a (NDVI)	Clorofila-a (Observada)
n	277	21
Min	1.19	0.75
Max	47.13	45.55
Média	13.5	15.73
Amplitude	45.94	44.80
Erro Padrão	0.448	2.7
Variância	55.7	153.39
DP	7.46	12.39
CV (%)	55.26	78.73
Mediana	12.26	12.3

Por seu cálculo estar fundamentado nas duas principais regiões espectrais diagnósticas da vegetação, o NDVI permitiu identificar variações na concentração de clorofila-a no reservatório de Funil, demonstrando o potencial de utilização do sensoriamento orbital a partir de imagens MERIS para análise do estado trófico neste ecossistema.

4. Conclusões e recomendações

A partir dos resultados encontrados neste capítulo, através da utilização de dados de sensoriamento orbital e *in situ* para a estimativa da concentração de clorofila-a no reservatório de Funil, foi concluído que:

- Os espectros de reflectância obtidos *in situ* e a partir das imagens MERIS no reservatório de Funil, apresentaram algumas feições características da presença de fitoplâncton, como os picos de reflectância principalmente na região do verde e no infravermelho-próximo e de absorção no vermelho;
- A primeira derivada espectral destacou a feição em torno de 690 nm, que indica a região em que a clorofila apresenta melhor distinção dos outros componentes opticamente ativos, de acordo com Rundquist *et al.* (1996);
- As análises de regressão indicaram que o NDVI foi o mais correlacionado com os valores log-transformados da clorofila-a para os espectros de campo;
- Para os dados da imagem MERIS, os ajustes com a clorofila-a foram fracos, possivelmente em função de interferências no sinal, como observado na comparação com espectros das bandas simuladas, porém foi possível visualizar a distribuição espacial da clorofila-a de forma coerente aos dados medidos;
- Os ajustes entre os valores de fluorescência e a clorofila-a foram baixos, apesar de estatisticamente significativos, o que pode estar relacionado ao possível efeito de mascaramento do carbono orgânico dissolvido (COD) sobre a fluorescência da clorofila-a, além da influência de fatores fisiológicos e ambientais que possam interferir na fluorescência da clorofila na água.
- Sugere-se que futuros trabalhos sejam realizados em outros períodos do ano, com objetivo de avaliar as variações sazonais nas características espectrais e limnológicas do reservatório de Funil;

- A análise de outros componentes opticamente ativos que possam causar interferências na resposta espectral da clorofila-a também deve ser considerada.

5. Referências Bibliográficas

ASD, Analytical Spectral Device. **FieldSpec® HandHeld 2™ Spectroradiometer User Manual**. Boulder, CO: ASD inc. 2010. 93 p. (ASD Document 600860 Rev. D. 2010). Disponível em:

<<http://support.asdi.com/Document/Documents.aspx>>. Acesso em: 24. mai.2012.

Azevedo, S.M.F.O; Brandão, C.C.S.; Azevedo, L.O., Marinho, M.M.; Magalhães, V.F.; Huszar, V.L. DE M.; Oliveira A.C. P. DE O.; Gomes, A.M. da A. **Efeitos de fatores físicos e químicos no crescimento de cianobactérias e proposição de técnicas de tratamento de água para remoção de cianobactérias e cianotoxinas**. Relatório apresentado à Funasa. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2005.

Barbosa, C. C. F. **Sensoriamento remoto da dinâmica de circulação da água do sistema planície de Curai/Rio Amazonas**. 2005. 286 p. (INPE-14614-TDI/1193). Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2005.

Becker, V. **Variação da estrutura e da biomassa fitoplanctônica na Lagoa Itapeva (litoral norte do Rio Grande do Sul) em função da hidrodinâmica**. 2002. 125 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia – Instituto de Biociencias) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

Brezonik, P.; Menken, K. D.; Bauer, M. Landsat-based remote sensing of lakewater quality characteristics, including chlorophyll and colored dissolved organic matter (CDOM). **Lake and Reservoir Management**, v. 21, n. 4, p. 373–382, 2005.

Caperon, J.; Cattell, S. A.; Krasnick, G. Phytoplankton kinetics in a subtropical estuary: Eutrophication. **Limnology and Oceanography**, v. 16, n. 4, p. 599-607. 1971.

Campostrini, E. **Fluorescência da clorofila a: Considerações teóricas e aplicações práticas**. Universidade Estadual do Norte Fluminense. Campos dos Goytacazes – RJ. Apostila, 2001. 34 p.

Cannizzaro, J.P.; Carder, L.K. Estimating chlorophyll a concentrations from remote-sensing reflectance in optically shallow waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 101, p. 13-24, 2006.

Catherine, A.; Escoffier, N.; Belhocine, A.; Nasri, A. B.; Hamlaoui, S.; Yéprémian, C.; Bernard, C.; Troussellier, M. On the use of the FluoroProbe®, a phytoplankton quantification method based on fluorescence excitation spectra for large-scale surveys of lakes and reservoirs. **Water Research**, v. 46, n. 6, p. 1771–1784, 2012.

CEIVAP (Comitê Executivo de Estudos Integrados da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul). **Análise dos Impactos e das Medidas Mitigadoras que envolvem a Construção e Operação de Usinas Hidrelétricas – Relatório Final (PSR-009-R1). Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Resumo.** Resende-RJ: AGEVAP, 2007. 143 p.

Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/downloads/PSR-RE-009-R1.pdf>>. Acesso em: 15 set. 2010.

Corazza, R.; Trentin, A.B.; Kramer, G.; Wachholz, F.; Pereira Filho, W. Identificação de componentes opticamente ativos da água do reservatório da usina hidrelétrica Dona Franca/RS, através da técnica de espectroscopia de campo. **Geografia: Ensino e Pesquisa**, Santa Maria, v. 13, n. 2, p. 228-235, 2009.

Dall'Olmo, G.; Gitelson, A. A.; Rundquist, D. C. Towards a unified approach for remote estimation of chlorophyll-a in both terrestrial vegetation and turbid productive waters. **Geophysical Research Letters**, v. 30, n. 18, 2003.

Dall'Olmo, G.; Gitelson, A. A. Effect of bio-optical parameter variability and uncertainties in reflectance measurements on the remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters: Modeling results. **Applied Optics**, v. 45, n. 15, p. 3577–3592, 2006.

Duan, H.; Zhang, Y.; Zhang, B.; Song, K.; Wang, Z. Assessment of chlorophyll-a concentration and trophic state for Lake Chagan using Landsat TM and field spectral data. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 129, p. 295–308, 2007

Duan, H.; Ma, R.; Xu, J.; Zhang, Y.; Zhang, B. Comparison of different semi-empirical algorithms to estimate chlorophyll-a concentration in inland lake water. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 170, p. 231-244, 2009.

ESA, European Space Agency. **MERIS Spectral Characterisation (R-10).** ESA/ACRI, versão 1, 2005. Disponível em: <<http://envisat.esa.int/handbooks/meris/CNTR4-3.htm>>. Acesso em: 10 set. 2012.

Ferrão-Filho, A.S.; Soares, M.C.S.; Rocha, M.I.A.; Magalhães, V.F.; Azevedo, S.M.F.O. Florações de Cianobactérias tóxicas no Reservatório do Funil: dinâmica sazonal e consequências para o zooplâncton. **Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro**, v. 13, n. 2, p. 346-365, 2009.

Ferreira, R. D. **Dados fluorométricos e espectrais aplicados à estimativa da concentração de clorofila na Planície de Curuai / Rio Amazonas.** 2012. 103 p. (sid.inpe.br/mtc-m19/2012/04.12.16.46-TDI). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos

Campos, 2012. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3BML48H>>. Acesso em: 15 nov. 2012.

Ferreira, R. D.; Barbosa, C. C. F.; Novo, E. M. L. M. Assessment of in vivo fluorescence method for chlorophyll-a estimation in optically complex waters (Curuai floodplain, Pará - Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, Rio Claro, 2013. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-975X2013005000011&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 21 abr. 2013. Epub 19 abr., 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2013005000011>.

Flemer, D. A. Continuous Measurement of in vivo Chlorophyll of a Dinoflagellate Bloom in Chesapeake Bay. **Chesapeake Science**, v. 10, n. 2, p. 99-103, 1969.

Fougnie, B.; Frouin, R.; Lecomte, P.; Deschamps, P. Y. Reduction of Skylight Reflection Effects in the Above-Water Measurement of Diffuse Marine Reflectance. **Applied Optics**, v. 38, n. 18, p. 3844-3856, 1999.

Gilerson, A.; Gitelson, A.; Zhou, J.; Gurlin, D.; Moses, W.; Ioannou, I.; Ahmed, S. A. Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near infrared bands. **Optics Express**, v. 18, n. 23, p. 24109–24125, 2010.

Gitelson, A. The peak near 700nm on radiance spectra of algae and water: Relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. **International Journal of Remote Sensing**, v. 13, n. 17, p. 3367–3373, 1992.

Gitelson, A. A.; Gritz, Y.; Merzlyak, M. N. Relationships between leaf chlorophyll content and spectral reflectance and algorithms for non-destructive chlorophyll assessment in higher plant leaves. **Journal of Plant Physiology**, v. 30, p. 271-282, 2003.

Gitelson, A. A.; Schalles, J. F.; Hladik, C. M. Remote chlorophyll-a retrieval in turbid, productive estuaries: Chesapeake Bay case study. **Remote Sensing of Environment**, v. 109, p. 464–472, 2007.

Gitelson, A. A.; Dall'Olmo, G.; Moses, W.; Rundquist, D. C.; Barrow, T.; Fisher, T. R.; Gurlin, D.; Holz, J. A simple semi-analytical model for remote estimation of chlorophyll-a in turbid waters: Validation. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, p. 3582-3593, 2008.

Gitelson, A. A.; Gurlin, D.; Moses, W. J.; Barrow, T. A bio-optical algorithm for the remote estimation of the chlorophyll-a concentration in case 2 waters. **Environmental Research Letters**, v. 4, p. 1-5, 2009.

Gitelson, A.; Gao, B. C.; Li, R. R.; Berdnikov, S.; Saprygin, V. Estimation of chlorophyll-a concentration in productive turbid waters using a Hyperspectral Imager

for the Coastal Ocean: The Azov Sea case study. **Environmental Research Letters**, v. 6, p 1-6, 2011.

Gons, H. J.; Auer, M. T.; Effler, S. W. MERIS satellite chlorophyll mapping of oligotrophic and eutrophic waters in the Laurentian Great Lakes. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, p. 4098-4106, 2008.

Gregor, J.; Geris, R.; Marsálek, B.; Hetesa, J.; Marvan, P. In situ quantification of phytoplankton in reservoirs using a submersible spectrofluorometer. **Hydrobiologia**, v. 548, n. 1, p. 141-151. 2005.

Gurlin, D.; Gitelson, A. A.; Moses, W. J. Remote estimation of chl-a concentration in turbid productive waters — Return to a simple two-band NIR-red model? **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 12, p. 3479–3490, 2011.

Han, L.; Rundquist, D.C. Comparison of NIR/RED ratio and first derivative of reflectance in estimating algal-chlorophyll concentration: a case study in a turbid reservoir. **Remote Sensing of Environment**, v. 62, p. 253-261, 1997.

Holm-Hansen, O.; Lorenzen, C J.; Holmes, R. W.; Strickland, D. H. Fluorometric Determination of Chlorophyll. **J. Conseil, Conseil Perm. Interm. Exploration Mer**, v. 30, p. 3-15, 1965.

ITT (Visual Information Solutions). **ENVI Version 4.8 código computacional**. Boulder, CO: ITT Visual Information Solutions, 2009.

Izydorczyk, K.; Carpentier, C.; Mrówczyński, J.; Wagenvoort, A.; Jurczak, T.; Tarczynska, M. Establishment of an Alert Level Framework for cyanobacteria in drinking water resources by using the Algae Online Analyser for monitoring cyanobacterial chlorophyll a, **Water Research**, v. 43, p. 989-996, 2009.

Jensen, J.R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. São José dos Campos: Parêntese, 2009. 604 p.

Kirk, J. T. O. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. 2.ed. Cambridge, England: Cambridge University Press, 1994. 528 p.

Kloiber, S. M.; Brezonik, P. L.; Olmanson, L. G.; Bauer, M. E. A procedure for regional lake water clarity assessment using Landsat multispectral data. **Remote Sensing of Environment**, v. 82, n. 1, p. 38-47, 2002.

LABSPHERE. **Technical Guide: Reflectance Materials and Coatings**. Disponível em:

< <http://www.labsphere.com/technical/technical-guides.aspx>>. Acesso em: 15 jun. 2012.

Le, C.; Li, Y.; Zha, Y.; Sun, D.; Huang, C.; Lu, H. A four-band semi-analytical model for estimating chlorophyll a in highly turbid lakes: The case of Taihu Lake, China. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, p. 1175-1182, 2009.

Londe, L.R. **Comportamento espectral do fitoplâncton de um reservatório brasileiro eutrofizado - Ibitinga (SP)**. 2008. 223 p. (INPE-00000-TDI/0000). Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 2008.

Matthews, M. W.; Bernard, S.; Robertson, L. An algorithm for detecting trophic status (chlorophyll-a), cyanobacterial-dominance, surface scums and floating vegetation in inland and coastal waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 124, p. 637-652, 2012.

Milton, J. S. **Statistical methods in the biological and health sciences**. 2ed. New York: McGraw-Hill, 1992. 526p.

Mittenzwey, K.H.; Gitelson, A.A.; Ullrich, S.; Kondratyev, K.Y. Determination of chlorophyll-a of inland waters on the basis of spectral reflectance. **Limnology and Oceanography**, v. 37, p.147-149, 1992.

Mizerkowski, B. D.; Noernberg, M. A.; Moreira, B. M. A bio-óptica marinha na região costeira do Paraná: subsídios para o estudo da cor do oceano. In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16. (SBSR), 2013, Foz do Iguaçu, PR. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2013. p. 7795-7802. 1 DVD.

Morel, A.; Bélanger, S. Improved detection of turbid waters from ocean color sensors information. **Remote Sensing of Environment**, v.102, p. 237-249, 2006.

Morel, A.; Prieur, L. Analysis of variations in ocean color. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 4, p. 709-722, 1977.

Moses, W.; Gitelson, A.; Berdnikov, S.; Povazhnyy, V. Satellite estimation of chlorophyll-a concentration using the red and NIR bands of MERIS - the Azov Sea case study. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, v. 4, n. 6, p. 845-849, 2009.

Moses, W. J.; Gitelson, A. A.; Berdnikov, S.; Saprygin, V.; Povazhnyi, V. Operational MERIS-based NIR-red algorithms for estimating chlorophyll-a concentrations in coastal waters – The Azov Sea case study. **Remote Sensing of Environment**, v. 121, p. 118-124, 2012.

Nas, B.; Karabork, H.; Ekercin, S.; Berkday, A. Mapping chlorophyll-a through in-situ measurements and Terra ASTER satellite data. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 157, p. 375-382, 2009.

NASA (National Aeronautics and Space Administration). **Spectral Characterization: TM and ETM+ Spectral Bandwidths**, 2011. Disponível em: <http://landsathandbook.gsfc.nasa.gov/inst_cal/prog_sect8_2.html#section8.2.3>. Acesso em: 10 set. 2012.

Nascimento, R. F. F. **Utilização de dados MERIS e “in situ” para a caracterização bio-óptica do reservatório de Itumbiara, GO**. 2010. 91 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2010. Disponível em: <<http://www.mtc-m19.sid.inpe.br/ol/sid.inpe.br/mtc.../2010/.../publicacao.pdf>>. Acesso em: 04 dez. 2011.

Nobrega, I. W. **Análise espectral de sistemas aquáticos da Amazônia para a identificação de componentes opticamente ativos**. 2002. 84 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2002. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/MTC-m13@80/2005/09.08.16.41>>. Acesso em: 10 jan. 2012.

Novo, E. M. L. M. Comportamento Espectral da Água. In: Meneses, P. R.; Madeira Netto, J. da S. (orgs). **Sensoriamento Remoto: Reflectancia dos Alvos Naturais**. Brasília: UnB; Embrapa Cerrados, p.203-222, 2001.

Novo, E.M.L.M.; Barbosa, C.C.F.; Freitas, R.M.; Shimabukuro, Y.E.; Melack, J.M.; Pereira Filho, W. Seasonal changes in chlorophyll distribution in Amazon floodplain lakes derived from MODIS images. **Limnology**, v. 7, n. 3, p. 153-161, 2006.

Novo, E.M.L.M.; Stech, J. L.; Londe, L. R.; Assireu, A.; Barbosa, C. C. F.; Alcântara, E. H.; de Souza, A. F. Integração de dados do sistema automático de monitoramento de variáveis ambientais (SIMA) e de imagens orbitais na avaliação do estado trófico do Reservatório da UHE Funil. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 14, 2009, Natal, RN. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2009. p. 4797-4804. CD-ROM, On-line. ISBN 978-85-17-00044-7. Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.14.00.00/doc/4797-4804.pdf>>. Acesso em: 18 nov. 2011.

Odermatt, D.; Giardino, C.; Heege, T. Chlorophyll retrieval with MERIS Case-2-Regional in perialpine lakes. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, n. 3, p. 607–617, 2010.

Olmanson, L. G.; Bauer, M. E.; Brezonik, P. L. A 20-year Landsat water clarity census of Minnesota's 10,000 lakes. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 11, p. 4086-4097, 2008.

Pereira, A. C. F. **Desenvolvimento de método para inferência de características físicas da água associadas às variações espectrais. Caso de estudo: reservatório de Itupararanga/SP**. 2008. 206 p. Tese (Doutorado em Ciências Cartográficas) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de Presidente Prudente, Presidente Prudente, 2008.

Pereira Filho, W.; Barbosa, C. C. F.; Novo, E. M. L. M. Influência das condições de tempo em espectros de reflectância da água. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 12, 2005. Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 415-422. CD-ROM, On-line. ISBN 85-17-00018-8. Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.21.20.51/doc/415.pdf>>. Acesso em: 15 mai. 2011.

Pinto, A. M. F.; Von Sperling, E.; Moreira, R. M. Chlorophyll-a determination via continuous measurement of plankton fluorescence: Methodology development. **Water Res.**, v. 35, n. 16, p. 3977-3981, 2001.

Richardson, L. Remote Sensing of Algal Bloom Dynamics: New research fuses remote sensing of aquatic ecosystems with algal accessory pigment analysis. **BioScience**, v. 46, n. 7, p. 492-501, 1996.

Rouse, J. W.; Haas, R. H.; Schell, J. A.; Deering, D. W. Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS. In: Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium. 1974, Greenbelt. **Anais...NASA SP-351**, p. 309-317, 1974.

Rudorff, C. M.; Novo, M. L. M.; Galvão, L. S.; Filho, W. P. Análise derivativa de dados hiperespectrais medidos em nível de campo e orbital para caracterizar a composição de águas opticamente complexas na Amazônia. **Acta Amazônia**, v. 37, n. 2, p. 269-280, 2007.

Rundquist, D. C.; Han, L. H.; Schalles, J. F.; Peake, J. S. Remote measurement of algal chlorophyll in surface waters: the case for the first derivative of reflectance near 690 nm. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 62, n. 2, p. 195-200, 1996.

Soares, M. C. S.; Rocha, M. I. A.; Marinho, M. M.; Azevedo, S. M. F. O.; Branco, C. W. C.; Huznar, V. L. M. Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 57, p. 137-149, 2009.

Shi, H.; Xing, Q.; Chen, C.; Shi, P.; Tang, S. Using second-derivative spectrum to estimate Chlorophyll-a concentration in turbid estuarine waters. **Proc. of SPIE**, v. 6790, p. 679032/1-679032/7, 2007.

Spyrakos, E.; Vilas, L. G.; Palenzuela, J. M. T.; Barton, E. D. Remote sensing chlorophyll a of optically complex waters (rias baixas, nw spain): Application of a regionally specific chlorophyll a algorithm for meris full resolution data during an upwelling cycle. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 10, p. 2471–2485, 2011.

Suggett, D. J.; Prasil, O.; Borowitzka, M. A. **Chlorophyll a fluorescence in aquatic sciences: methods and applications**. Dordrecht: Springer, 2010. 323 p.

Thiemann, S.; Kaufmann, H. Determination of Chlorophyll Content and Trophic State of Lakes Using Field Spectrometer and IRS-1C Satellite Data in the Mecklenburg Lake District, Germany. **Remote Sensing of Environment**, v. 73, n. 3, p. 227-235, 2000.

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

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. In: Alcântara, E. H.; Novo, E.M.L.; Stech, J.L. (Org.). **Novas tecnologias para o monitoramento e estudo de reservatórios hidrelétricos e grandes lagos**. São José dos Campos: Parêntese, 2011, p. 121-162.

Wachholz, F. **Compartimentação aquática do reservatório Rodolfo Costa e Silva-RS, a partir de variáveis limnológicas e imagens orbitais**. 2007. 98 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

Wang, F.; Luoheng, H.; Hsiang-Te, K.; Roy, B. V. A. Applications of Landsat-5 TM imagery in assessing and mapping water quality in Reelfoot Lake, Tennessee. **International Journal of Remote Sensing**, v. 27, n. 23, p. 5269–5283, 2006.

Xing, X. G.; Zhao, D. Z.; Liu, Y. G.; Yang, J. H.; Xiu, P.; Wang, L. An Overview of Remote Sensing of Chlorophyll Fluorescence. **Ocean Science Journal**, v. 42, n. 1, p. 49-59, 2007.

Yang, W.; Matsushita, B.; Chen, J.; Fukushima, T. Estimating constituent concentrations in case II waters from MERIS satellite data by semi-analytical model optimizing and look-up tables. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 5, p. 1247–1259, 2011.

Yentsch, C.; Phinney, D. Spectral fluorescence: an ataxonomic tool for studying the structure of phytoplankton populations. **Journal of Plankton Research**, v. 7, n. 5, p. 617-632, 1985.

Zhengjun, W.; Jianming, H.; Guisen, D. Use of satellite imagery to assess the trophic state of Miyun Reservoir, Beijing, China. **Environmental Pollution**, v. 155, p. 13–19, 2008.

Zimba, P. V.; Gitelson, A. Remote estimation of chlorophyll concentration in hypereutrophic aquatic systems: Model tuning and accuracy optimization. **Aquaculture**, v. 256, p. 272–286, 2006.

ANEXOS

Anexo 1. Características físicas da BCRF e sub-bacias hidrográficas

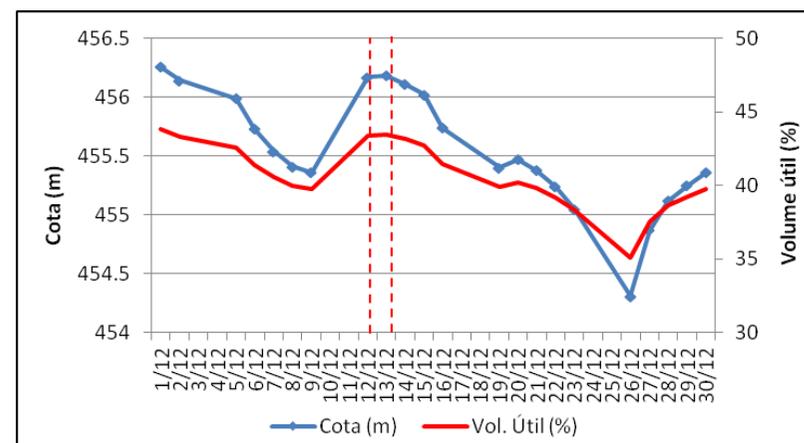
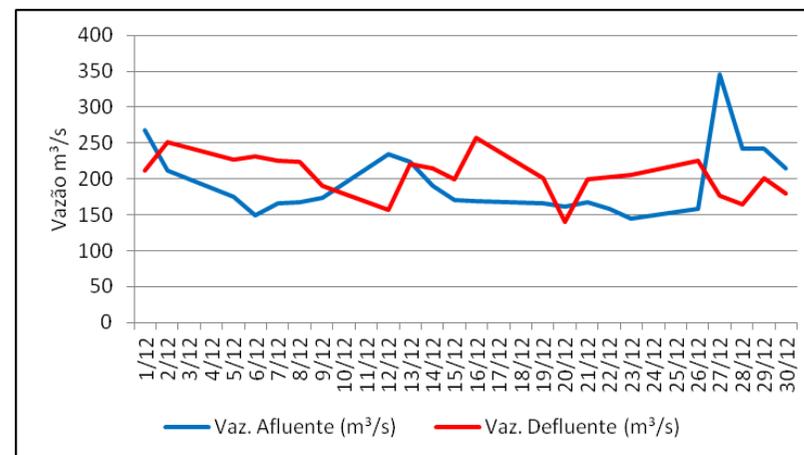
	Código /Nome	Area (km²)	Perímetro (km)	Rede de drenagem (km)	Dd (km/km²)	Altitude mínima (m)	Altitude máxima (m)	Amplitude altimétrica (m)	Altitude média (m)	Declividade média (%)
AD Estações Fluviométricas	58030000	733.0	217.3	2175.3	2.97	789	2049	1260	1170	23.2
	58040000	1946.8	360.3	5760.5	2.96	743	1777	1034	981	21.2
	58060000	277.6	142.2	681.8	2.46	900	1656	756	1204	23.2
	58099000	4934.0	674.9	12243.7	2.48	583	1631	1048	831	22.1
	58105300	5202.6	734.0	12990.1	2.50	573	1091	518	721	17.6
	58110002	5464.9	771.3	13818.8	2.53	562	1053	491	667	16.2
	58142200	406.1	176.6	1350.8	3.33	557	1735	1178	857	27.3
	58183000	9573.3	950.5	25062.3	2.62	528	2024	1496	719	16.6
	58204000	10746.3	909.6	28067.4	2.61	521	2001	1480	736	17.1
	58218000	11469.7	914.4	30067.3	2.62	515	2020	1505	748	17.3
	58220000	233.7	118.3	699.8	2.99	533	1920	1387	915	25.7
58235100	12760.5	928.1	33613.4	2.63	473	2781	2308	815	25.7	
SB Afluentes diretos	SB do Rio Paraíba do Sul	12989.2	957.8	34184.7	2.63	464	2781	2317	827	20.8
	SB do Córrego Santa Clara	14.3	23.6	45.9	3.22	468	825	357	575	26.2
	SB do Ribeirão Vermelho	98.8	70.2	326.9	3.31	466	1186	720	628	21.3
	SB do Ribeirão Santana	87.0	54.2	270.3	3.11	465	1837	1372	879	33.8
	SB do Ribeirão do Barreiro	58.2	52.8	124.1	2.29	467	1948	1481	857	34.1
BCRF	13410.2	992.8	35280.8	2.63	449	2781	2332	823	21.0	

Anexo 2. Descrição dos pontos de monitoramento da qualidade da água da CETESB utilizados para comparação com os dados simulados.

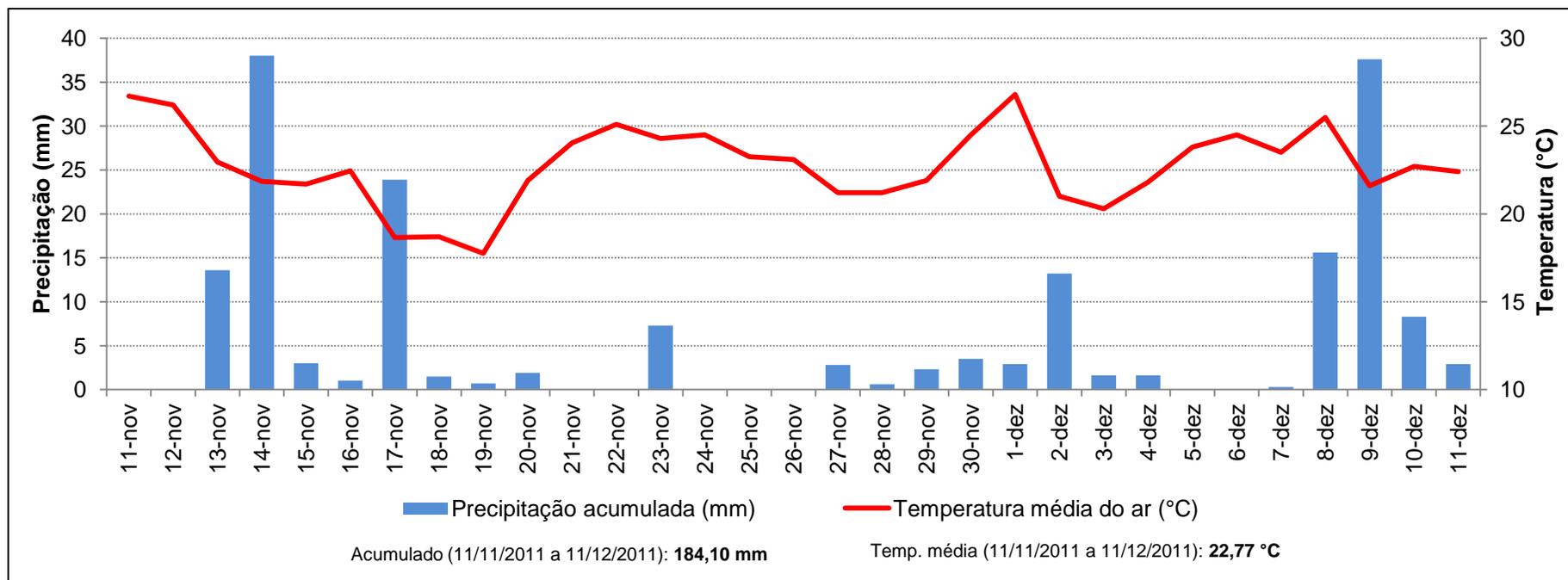
Corpo Hídrico	Cód. CETESB	Tipo	Local de Amostragem	Lat. S	Long. W	Município
Rio Paraíba do Sul	PARB 02400	R.B.	Ponte na rua do Porto, no trecho que liga Caçapava ao bairro Menino Jesus.	23 04 54	45 42 40	Caçapava
Rio Paraíba do Sul	PARB 02530	R.B.	Na captação da SABESP de Pindamonhangaba	22 54 42	45 28 13	Pindamonhangaba
Rio Paraíba do Sul	PARB 02050	R.B.	Captação de Santa Branca, no bairro Angola de Cima.	23 22 32	45 53 12	Santa Branca
Rio Paraíba do Sul	PARB 02300	R.B.	Ponte de acesso ao loteamento Urbanova, em São José dos Campos.	23 11 42	45 55 48	São José dos Campos
Rio Paraíba do Sul	PARB 02490	R.B.	Na captação da SABESP em Taubaté que abastece Tremembé	22 57 40	45 33 10	Tremembé
Rio Paraíba do Sul	PARB 02600	R.B.	Na captação de Aparecida	22 50 40	45 14 04	Aparecida
Rio Paraíba do Sul	PARB 02700	R.B.	Ponte na rodovia BR-459, no trecho que liga Lorena a Piquete.	22 42 12	45 07 10	Lorena
Rio Paraíba do Sul	PARB 02100	R.B.	Ponte na rodovia SP-77, no trecho que liga Jacareí a Santa Branca.	23 22 05	45 53 59	Santa Branca
Rio Paraíba do Sul	PARB 02900	R.B.	Ponte na cidade de Queluz.	22 32 32	44 46 26	Queluz
Rio Paraíba do Sul	PARB 02200	R.B.	Junto à captação do município de Jacareí	23 18 48	45 58 20	Jacareí
Rio Paratei	PTEI 02900	R.B.	Ponte na estrada de acesso ao Res. Jaguari, próximo à cervejaria Brahma, em Jacareí.	23 12 14	46 00 50	Jacareí
Rio Una	UNNA 02800	R.B.	Na captação da SABESP de Taubaté.	23 01 49	45 30 26	Taubaté

Anexo 3. Condições hidráulicas do reservatório de Funil no mês de dezembro de 2011 (Fonte: ONS).

DATA	Cota (m)	Vaz. Afluente ($m^3.s^{-1}$)	Vaz. Defluente ($m^3.s^{-1}$)	Vol. Útil (%)
01/12/2011	456.26	268	212	43.83
02/12/2011	456.14	212	251	43.27
05/12/2011	455.99	175	227	42.57
06/12/2011	455.73	150	232	41.39
07/12/2011	455.54	166	226	40.54
08/12/2011	455.41	167	224	39.95
09/12/2011	455.36	174	190	39.73
12/12/2011	456.17	235	157	43.41
13/12/2011	456.18	224	221	43.46
14/12/2011	456.11	191	214	43.13
15/12/2011	456.02	170	200	42.71
16/12/2011	455.74	169	258	41.44
19/12/2011	455.4	166	201	39.91
20/12/2011	455.47	162	140	40.22
21/12/2011	455.38	167	199	39.82
22/12/2011	455.24	158	202	39.19
23/12/2011	455.05	145	205	38.33
26/12/2011	454.31	158	225	35.12
27/12/2011	454.87	346	176	37.54
28/12/2011	455.12	242	165	38.65
29/12/2011	455.25	242	201	39.23
30/12/2011	455.36	214	179	39.73



Anexo 4. Condições meteorológicas (Temperatura média e precipitação acumulada) registrada no período de 11/11 a 11/12/2011 (anterior à campanha de campo) de acordo com os dados da estação Resende-RJ (Cód: 83738) do INMET.



Anexo 5. Registro fotográfico dos procedimentos e materiais utilizados durante a campanha de campo no reservatório de Funil. (12 e 13/12/2011).

Barco utilizado



Sonda multiparamétrica YSI 6600



Frasco de coleta com identificação do ponto



Instalação do fluorômetro



Calibração – Placa de referência



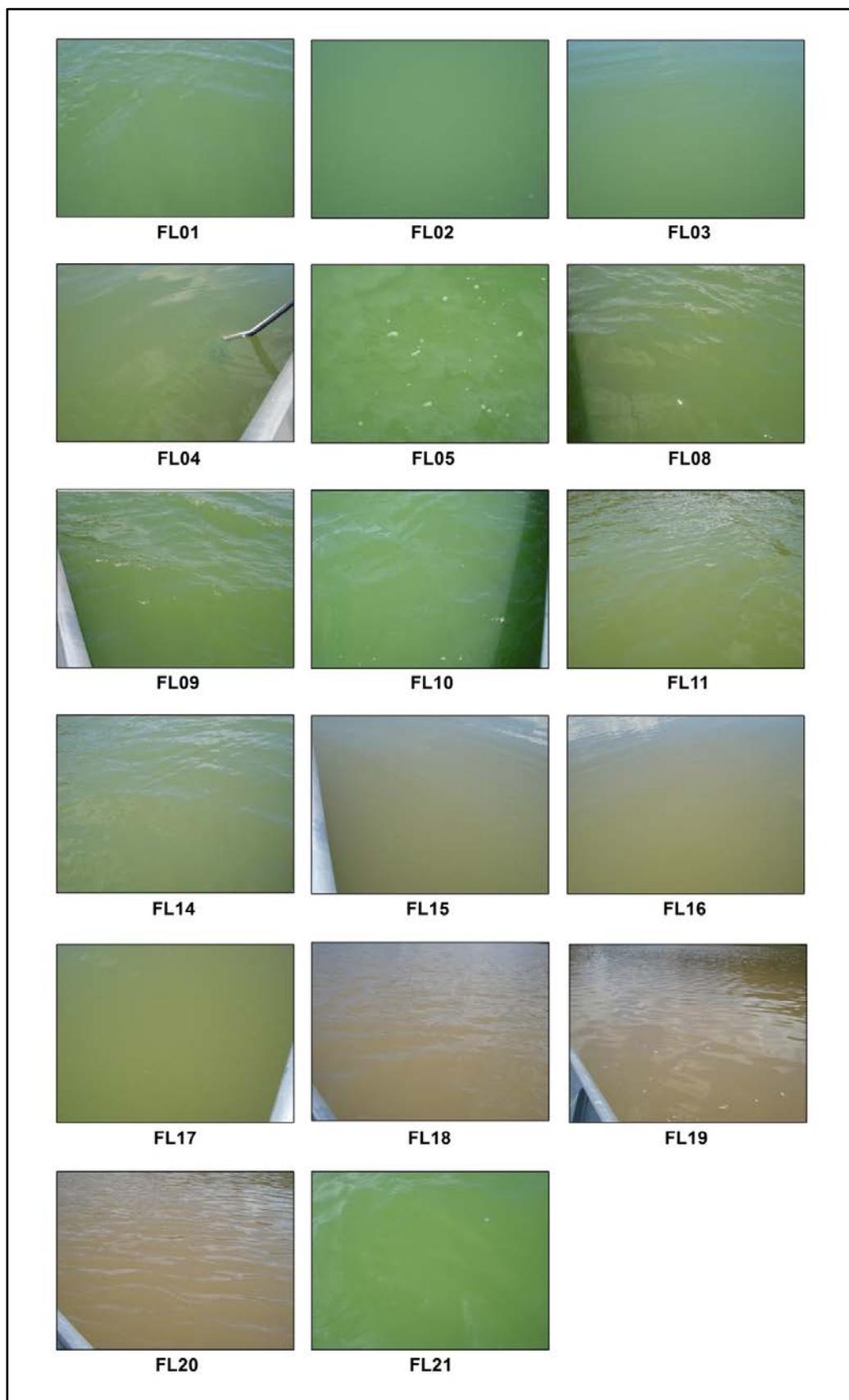
Operação do fluorômetro



Aquisição - espectroradiômetro



Anexo 6. Registro fotográfico da cor da água em alguns pontos amostrais no reservatório de Funil durante a campanha de campo (12 e 13/12/2011).



Anexo 7. Fator de reflectância por banda extraída da imagem do sensor MERIS (13/12/2011) em cada ponto amostral no reservatório de Funil.

Banda	C.O Central (nm)	FL01	FL02	FL03	FL04	FL05	FL06	FL07	FL08	FL09	FL10	FL11	FL12	FL13	FL17	FL18	FL19	FL20	FL21
B1	413	0.0354	0.0378	0.0367	0.0351	0.0384	0.0422	0.0516	0.0408	0.0369	0.0360	0.0363	0.0363	0.0398	0.0411	0.0444	0.0372	0.0352	0.0377
B2	443	0.0357	0.0385	0.0369	0.0366	0.0366	0.0416	0.0530	0.0404	0.0345	0.0366	0.0357	0.0345	0.0369	0.0412	0.0517	0.0416	0.0379	0.0364
B3	490	0.0441	0.0482	0.0461	0.0454	0.0439	0.0514	0.0617	0.0486	0.0421	0.0438	0.0428	0.0428	0.0457	0.0485	0.0637	0.0478	0.0411	0.0440
B4	510	0.0527	0.0579	0.0560	0.0536	0.0528	0.0619	0.0702	0.0581	0.0524	0.0531	0.0530	0.0520	0.0557	0.0570	0.0736	0.0539	0.0477	0.0540
B5	560	0.0920	0.1026	0.1012	0.0931	0.0997	0.1191	0.1101	0.1020	0.1037	0.1053	0.1093	0.0965	0.1017	0.0963	0.1169	0.0874	0.0829	0.1070
B6	620	0.0472	0.0591	0.0572	0.0557	0.0641	0.0800	0.0737	0.0602	0.0583	0.0762	0.0711	0.0537	0.0583	0.0736	0.1269	0.0906	0.0758	0.0711
B7	665	0.0415	0.0524	0.0497	0.0499	0.0629	0.0738	0.0694	0.0558	0.0535	0.0714	0.0613	0.0480	0.0530	0.0690	0.1199	0.0863	0.0682	0.0674
B8	681	0.0346	0.0447	0.0421	0.0434	0.0577	0.0670	0.0629	0.0486	0.0463	0.0664	0.0542	0.0400	0.0440	0.0615	0.1162	0.0854	0.0675	0.0613
B9	709	0.0575	0.0665	0.0691	0.0665	0.1307	0.1115	0.0991	0.0957	0.1089	0.1179	0.0972	0.0915	0.0923	0.0959	0.0974	0.1011	0.1212	0.1194
B10	754	0.0351	0.0371	0.0429	0.0501	0.1317	0.1058	0.0801	0.0783	0.0792	0.1308	0.1036	0.0764	0.0537	0.0639	0.0446	0.1389	0.2567	0.1104
B11	761	0.0339	0.0350	0.0407	0.0460	0.1137	0.0909	0.0701	0.0687	0.0683	0.1086	0.0887	0.0658	0.0483	0.0566	0.0408	0.1209	0.2178	0.0932
B12	779	0.0357	0.0379	0.0434	0.0507	0.1374	0.1087	0.0814	0.0808	0.0811	0.1347	0.1069	0.0788	0.0543	0.0639	0.0454	0.1447	0.2707	0.1136
B13	865	0.0282	0.0282	0.0336	0.0442	0.1200	0.1013	0.0727	0.0697	0.0643	0.1295	0.1016	0.0655	0.0359	0.0477	0.0291	0.1450	0.2883	0.1010
B14	885	0.0267	0.0263	0.0316	0.0435	0.1154	0.0992	0.0704	0.0682	0.0610	0.1280	0.1013	0.0627	0.0326	0.0442	0.0256	0.1441	0.2884	0.0983
B15	900	0.0309	0.0305	0.0400	0.0499	0.1220	0.1067	0.0765	0.0745	0.0662	0.1397	0.1123	0.0675	0.0360	0.0491	0.0282	0.1579	0.3091	0.1061

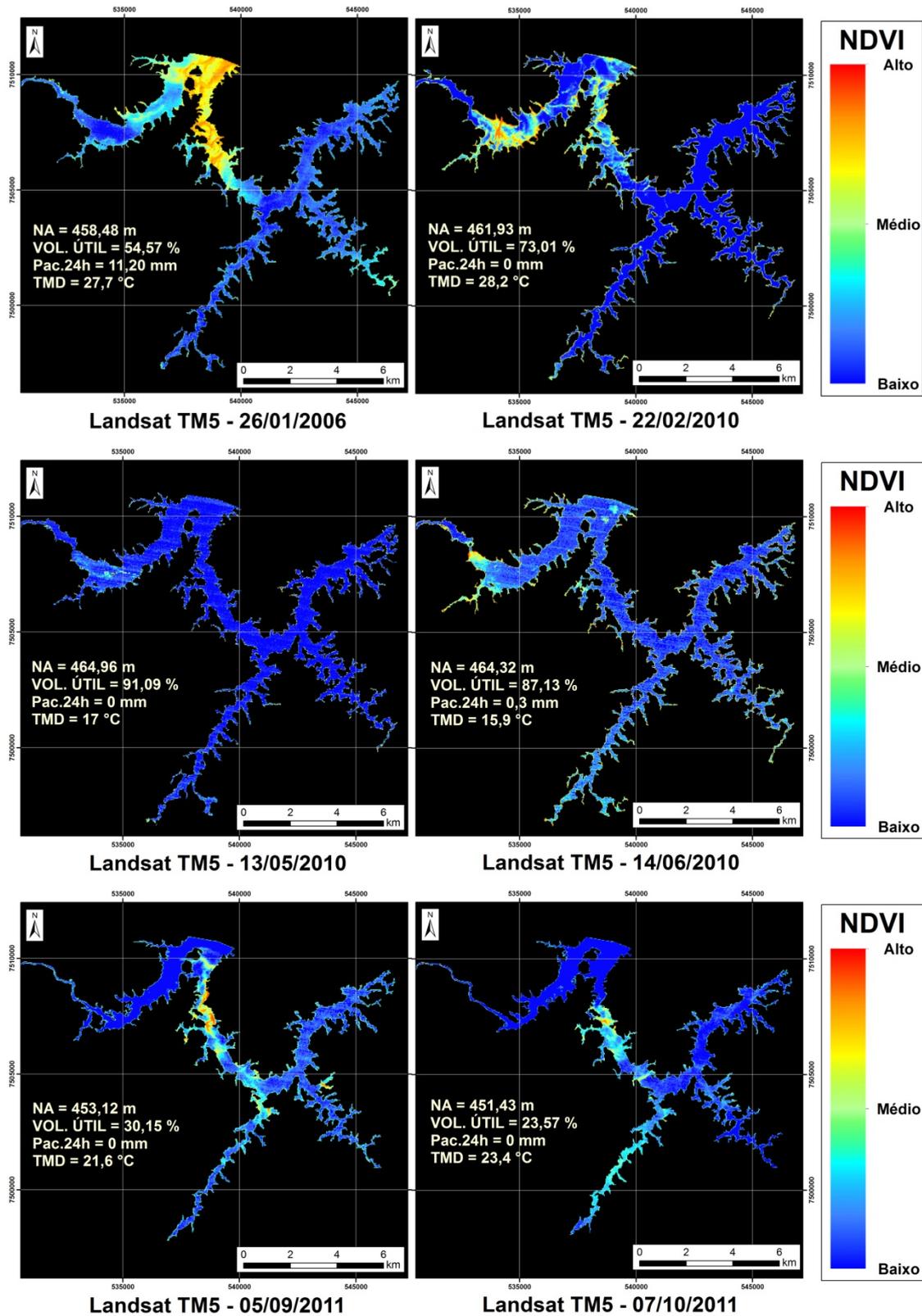
Anexo 8. Fator de reflectância simulada para as bandas do sensor MERIS a partir dos dados radiométricos obtidos *in situ* (12 e 13/12/2011) em cada ponto amostral no reservatório de Funil.

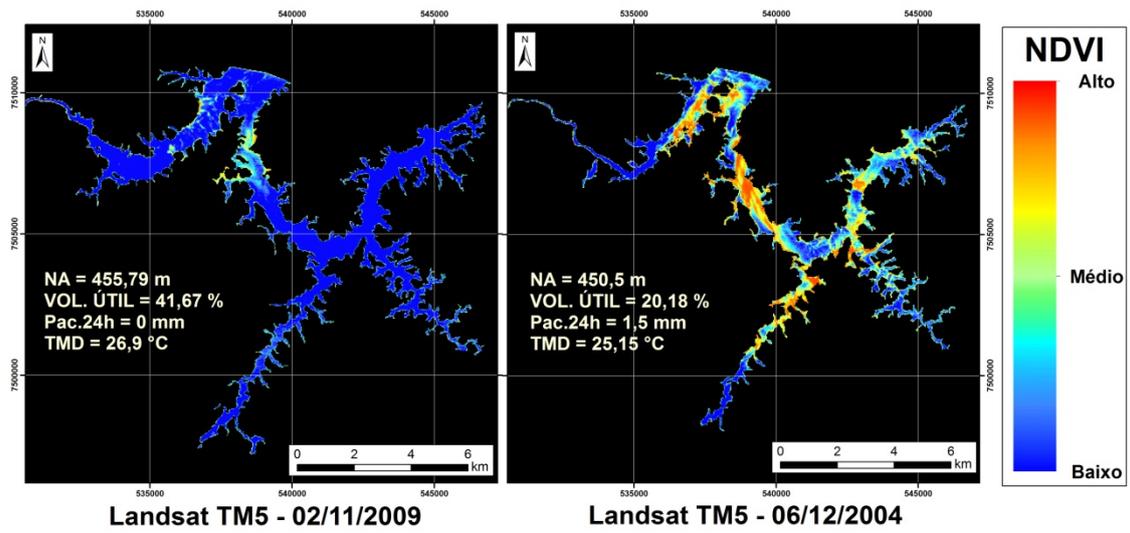
Banda	C.O Central (nm)	FL 01	FL 02	FL 03	FL 04	FL 05	FL 06	FL 07	FL 08	FL 09	FL 10	FL 11	FL 12	FL 13	FL 14	FL 15	FL 16	FL 17	FL 18	FL 19	FL 20	FL 21
B1	413	0.0729	0.0434	0.1168	0.0578	0.0838	0.0692	0.0547	0.0793	0.0764	0.0621	0.0901	0.0511	0.0545	0.0990	0.0947	0.0967	0.0772	0.1045	0.0845	0.1254	0.0939
B2	443	0.0753	0.0452	0.1238	0.0656	0.0799	0.0659	0.0531	0.0794	0.0741	0.0578	0.0930	0.0584	0.0593	0.1123	0.1067	0.1045	0.0772	0.1210	0.1031	0.1463	0.0893
B3	490	0.0976	0.0620	0.1622	0.0879	0.1098	0.0895	0.0711	0.1005	0.0958	0.0738	0.1180	0.0738	0.0755	0.1449	0.1297	0.1260	0.1045	0.1420	0.1251	0.1718	0.1118
B4	510	0.1148	0.0747	0.1925	0.1049	0.1368	0.1120	0.0868	0.1197	0.1173	0.0905	0.1429	0.0866	0.0894	0.1717	0.1485	0.1449	0.1287	0.1585	0.1422	0.1907	0.1352
B5	560	0.1792	0.1230	0.3061	0.1695	0.2562	0.2173	0.1528	0.1990	0.2111	0.1746	0.2613	0.1353	0.1440	0.2664	0.2170	0.2143	0.2162	0.2226	0.2043	0.2622	0.2509
B6	620	0.0896	0.0643	0.1621	0.1011	0.1285	0.1124	0.0814	0.1068	0.1051	0.0877	0.1589	0.0888	0.0983	0.1811	0.1787	0.1740	0.1485	0.2360	0.2192	0.2808	0.1371
B7	665	0.0765	0.0542	0.1351	0.0859	0.1122	0.0892	0.0702	0.0935	0.0910	0.0718	0.1227	0.0754	0.0846	0.1596	0.1543	0.1558	0.1366	0.2224	0.2081	0.2699	0.1184
B8	681	0.0637	0.0444	0.1121	0.0733	0.0905	0.0707	0.0568	0.0770	0.0732	0.0567	0.1008	0.0648	0.0737	0.1385	0.1398	0.1412	0.1176	0.2167	0.2034	0.2650	0.0972
B9	709	0.0929	0.0657	0.1594	0.0941	0.2083	0.1278	0.1115	0.1446	0.1654	0.1290	0.1307	0.0805	0.0978	0.1795	0.1389	0.1606	0.1990	0.1713	0.1617	0.2161	0.2211
B10	754	0.0317	0.0240	0.0561	0.0345	0.1092	0.0460	0.0590	0.0621	0.0687	0.0556	0.0475	0.0335	0.0442	0.0668	0.0537	0.0721	0.1214	0.0705	0.0698	0.1157	0.1178
B11	761	0.0313	0.0227	0.0558	0.0341	0.1085	0.0461	0.0593	0.0608	0.0687	0.0548	0.0464	0.0331	0.0447	0.0665	0.0527	0.0690	0.1201	0.0677	0.0693	0.1093	0.1137
B12	779	0.0323	0.0242	0.0583	0.0358	0.1136	0.0472	0.0597	0.0640	0.0709	0.0576	0.0492	0.0344	0.0454	0.0687	0.0549	0.0735	0.1216	0.0712	0.0712	0.1174	0.1226
B13	865	0.0189	0.0140	0.0341	0.0225	0.0735	0.0254	0.0419	0.0391	0.0389	0.0332	0.0312	0.0232	0.0302	0.0381	0.0340	0.0468	0.0872	0.0412	0.0433	0.0873	0.0801
B14	885	0.0166	0.0124	0.0297	0.0191	0.0659	0.0212	0.0381	0.0334	0.0331	0.0287	0.0277	0.0208	0.0270	0.0328	0.0299	0.0417	0.0806	0.0349	0.0380	0.0804	0.0717
B15	900	0.0133	0.0105	0.0272	0.0179	0.0578	0.0190	0.0350	0.0302	0.0290	0.0247	0.0240	0.0191	0.0248	0.0273	0.0256	0.0341	0.0746	0.0296	0.0346	0.0684	0.0616

Anexo 9. Fator de reflectância simulada para as bandas do sensor TM do satélite Landsat a partir dos dados radiométricos obtidos *in situ* (12 e 13/12/2011) em cada ponto amostral no reservatório de Funil.

Pontos amostrais	Bandas (Landsat TM5)			
	B1 (410 - 550 nm)	B2 (500 - 650 nm)	B3 (580 - 740 nm)	B4 (730 - 945 nm)
FL 01	0.100046326	0.146544222	0.080823414	0.024773491
FL 02	0.063530005	0.101361513	0.057578274	0.018642322
FL 03	0.165999478	0.255551271	0.143325504	0.045501797
FL 04	0.089243175	0.144103205	0.090627516	0.028203617
FL 05	0.114870693	0.20500033	0.120917304	0.09165217
FL 06	0.093564829	0.175448462	0.097513624	0.035710423
FL 07	0.073808941	0.125673458	0.075176557	0.049550002
FL 08	0.10371905	0.164018561	0.099512202	0.050523117
FL 09	0.099996363	0.16978791	0.098137551	0.054114468
FL 10	0.077242915	0.139605596	0.078637214	0.044606585
FL 11	0.122078331	0.221756334	0.133138849	0.039020347
FL 12	0.075103821	0.118365946	0.079404022	0.028147676
FL 13	0.076991114	0.126827684	0.089368653	0.03695838
FL 14	0.147713135	0.235621606	0.167463158	0.052487709
FL 15	0.131121189	0.203248648	0.161381771	0.042780567
FL 16	0.127911758	0.199110017	0.162007975	0.057535529
FL 17	0.108034743	0.190058685	0.143217235	0.101951308
FL 18	0.142506793	0.223833118	0.225507264	0.054184002
FL 19	0.125617483	0.20606849	0.21068126	0.056478109
FL 20	0.172248545	0.264292008	0.272168738	0.09861304
FL 21	0.116612314	0.203960937	0.127549857	0.098958464

Anexo 10. Variação temporal do NDVI a partir de imagens Landsat TM5, e condições de armazenamento no reservatório de Funil.





Fonte: Landsat TM5; Operador Nacional do Sistema (ONS).

